

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

ÉVALUATION D'UNE TECHNOLOGIE COMPACTE  
DE PRODUCTION D'EAU POTABLE

MÉMOIRE  
PRÉSENTÉ  
COMME EXIGENCE PARTIELLE  
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR  
JEAN-PHILIPPE FOURNIER

MAI 2006

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL  
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.01-2006). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

## REMERCIEMENTS

Initialement, je tiens à remercier mon directeur, Frédéric Monette et co-directeur, Robert Hausler, pour leurs conseils, leur soutien général et financier tout au long du projet. Je tiens à souligner également l'aide et les nombreux moments de folie offerts par l'équipe de la STEPPE-ÉTS (Maria, Mathias, Gisella, Patrick, Samir, Lina et Nicolas).

Je remercie sincèrement M. Thierry Conraud, anciennement professeur au département de génie civil de l'Université de Guanajuato, pour m'avoir mis en contact avec des personnes ressources à Guanajuato. Au même titre, je remercie Dr. Irene Cano, du département de chimie de l'Université de Guanajuato pour m'avoir ouvert son laboratoire. Également, je remercie le professeur Jose Miguel, du département de génie civil de l'Université de Guanajuato, pour son aide comme personne ressource. Je tiens à souligner l'aide et l'amitié de Jose Zapata, Carey, Eli, Abel et Angel Hernández Gutiérrez. Grâce à eux, le séjour au Mexique fut inoubliable.

Je remercie chaleureusement Marie-Claude Breton. Je la remercie pour sa patience, son support et ses conseils éclairés lors de la rédaction du présent document.

Je remercie également Maxime Beaulieu et Gilles Marquis de la compagnie *Aquagenex* de m'avoir fourni un équipement pour réaliser ce projet de recherche et pour le financement du billet d'avion pour le Mexique.

Finalement, je remercie aussi ma famille, tous mes amis et ceux que j'ai oubliés.

## TABLE DES MATIÈRES

Remerciements.....	ii
Table des matières.....	iii
Liste des figures .....	v
Liste des tableaux.....	vii
Liste des abréviations et des sigles .....	ix
Liste des abréviations et des sigles .....	ix
Résumé.....	xi
<b>Introduction.....</b>	<b>1</b>
<b>Chapitre I.....</b>	<b>6</b>
<b>Revue de la documentation scientifique.....</b>	<b>6</b>
1.1. SITUATION DU QUEBEC, CANADA .....	6
1.2. SITUATION DE GUANAJUATO, MEXIQUE .....	10
1.3. METHODES DE TRAITEMENT DE L'EAU .....	12
1.3.1. Charbon actif .....	12
1.3.2. Ozone.....	16
1.3.3. Combinaison de technologies : ozone et charbon actif .....	17
<b>Chapitre II.....</b>	<b>19</b>
<b>Matériel et méthode .....</b>	<b>19</b>
2.1. PROVENANCE DES EAUX .....	19
2.1.1. Eaux québécoises.....	19
2.1.2. Eaux synthétiques.....	21
2.1.3. Eaux mexicaines .....	22
2.2. LA TECHNOLOGIE EXPIO .....	23
2.3. PLAN EXPERIMENTAL (DESCRIPTION DES ESSAIS).....	24
2.4. METHODES D'ANALYSE .....	25
2.5. PARAMETRES ANALYSES.....	27
2.5.1. Turbidité .....	27

2.5.2. Conductivité .....	28
2.5.3. pH .....	28
2.5.4. Température.....	29
2.5.5. Fer.....	29
2.5.6. Couleur réelle et apparente.....	29
2.5.7. Les bromates.....	30
2.5.8. Les cyanures, le chrome .....	31
2.5.9. Coliformes totaux, coliformes fécaux et le dénombrement des bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives (BHAA).....	31
2.5.10. Spores .....	32
<b>Chapitre III.....</b>	<b>33</b>
<b>Discussion des résultats .....</b>	<b>33</b>
3.1 ESSAIS PRELIMINAIRES SUR LES EAUX QUEBECOISES .....	33
3.1.1 Caractéristiques des eaux brutes.....	33
3.1.2. Caractéristiques des eaux traitées.....	35
3.2. ESSAIS SUR LES EAUX SYNTHETIQUES .....	42
3.2.1 Matière organique.....	42
3.2.2. Matière inorganique.....	44
3.2.3. Matière organique et matière inorganique.....	50
3.3. ESSAIS SUR LES EAUX MEXICAINES .....	55
3.3.1. Caractéristiques des eaux brutes.....	55
3.3.2. Caractéristiques des eaux traitées.....	56
3.4. RECUPERATION DES FILTRES .....	64
3.5 ROBUSTESSE ET LIMITES DE LA TECHNOLOGIE.....	66
<b>Conclusion .....</b>	<b>69</b>
Références.....	72

## LISTE DES FIGURES

<b>Figure 2.1</b> : Schéma du trajet de l'eau à l'intérieur du système <i>Expio</i> . ....	24
<b>Figure 3.1</b> : Courbes d'ozone résiduel en eau chaude de la rivière des Outaouais, de la rivière Saint-Maurice, de la rivière Portneuf et de la rivière Malbaie.....	38
<b>Figure 3.2</b> : Courbes d'ozone résiduel en eau froide de la rivière des Outaouais, de la rivière Saint-Maurice, de la rivière Portneuf et de la rivière Malbaie.....	38
<b>Figure 3.3</b> : Variation de la couleur apparente en fonction du temps de différents volumes traités d'une eau additionnée de MO.....	43
<b>Figure 3.4</b> : Variation de l'ozone résiduel en fonction du temps à différents volumes traités d'une eau additionnée de MO.....	43
<b>Figure 3.5</b> : Variation de l'ozone résiduel à différents volumes traités d'eau distillée.....	45
<b>Figure 3.6</b> : Variation de l'ozone résiduel en fonction du temps de différents volumes traités d'une eau contenant que de la turbidité à 10 UTN. ....	46
<b>Figure 3.7</b> : Variation de l'ozone résiduel en fonction du temps de différents volumes traités d'une eau contenant que de la turbidité à 30 UTN. ....	46
<b>Figure 3.8</b> : Variation de l'ozone résiduel en fonction du temps de différents volumes traités d'une eau contenant que de la turbidité à 60 UTN. ....	47
<b>Figure 3.9</b> : Variation de la turbidité en fonction du temps de différents volumes traités d'eau à 10 UTN. ....	48
<b>Figure 3.10</b> : Variation de la turbidité en fonction du temps de différents volumes traités d'eau à 30 UTN. ....	49
<b>Figure 3.11</b> : Variation de la turbidité en fonction du temps de différents volumes traités d'eau à 60 UTN. ....	49
<b>Figure 3.12</b> : Variation de la couleur apparente en fonction du temps de différents volumes traités des eaux E1 et E2.....	51

<b>Figure 3.13</b> : Variation de la couleur vraie en fonction du temps de différents volumes traités des eaux E1 et E2.....	52
<b>Figure 3.14</b> : Variation de la turbidité en fonction du temps de différents volumes traités de l'eau E1.....	53
<b>Figure 3.15</b> : Variation de la turbidité en fonction du temps de différents volumes traités de l'eau E2.....	54
<b>Figure 3.16</b> : Variation de l'ozone résiduel en fonction du temps de différents volumes traités de l'eau E1.....	55
<b>Figure 3.17</b> : Variation de la turbidité et de la couleur apparente en fonction des volumes traités de l'eau presa.....	58
<b>Figure 3.18</b> : Variation du fer en fonction des volumes traités de l'eau presa.....	59
<b>Figure 3.19</b> : Variation de l'ozone résiduel en fonction du temps de différents volumes traités de l'eau presa.....	61
<b>Figure 3.20</b> : Variation de l'ozone résiduel en fonction du temps de différents volumes traités de l'eau mélange.....	63
<b>Figure 3.21</b> : Variation de la couleur apparente en fonction du temps de différents volumes traités de l'eau additionnée de MO.....	65

## LISTE DES TABLEAUX

<b>Tableau 2.1</b> : Méthodes d'analyses employées lors des différents essais.....	26
<b>Tableau 3.1</b> : Caractéristiques physico-chimiques des eaux provenant de la rivière des Outaouais, de la rivière Saint-Maurice, de la rivière Portneuf, de la rivière Malbaie. ....	34
<b>Tableau 3.2</b> : Valeurs médianes (1988-1991) des critères de la qualité de l'eau enregistrées à l'embouchure de cinq rivières du territoire québécois.....	34
<b>Tableau 3.3</b> : Caractéristiques microbiologiques des eaux brutes provenant de la rivière des Outaouais, de la rivière Saint-Maurice, de la rivière Portneuf et de la rivière Malbaie. ....	35
<b>Tableau 3.4</b> : Mesures physico-chimiques des eaux traitées provenant de la rivière des Outaouais, de la rivière Saint-Maurice, de la rivière Portneuf et de la rivière Malbaie. ....	36
<b>Tableau 3.5</b> : Mesures microbiologiques des eaux provenant de la rivière des Outaouais, de la rivière Saint-Maurice, de la rivière Portneuf et de la rivière Malbaie. ....	40
<b>Tableau 3.6</b> : Résultats de l'analyse des spores sur les eaux provenant de la rivière des Outaouais, de la rivière Saint-Maurice, de la rivière Portneuf et de la rivière Malbaie. ....	41
<b>Tableau 3.7</b> : Caractéristiques physico-chimiques moyennes des eaux brutes presa, mélange et souterraine.....	56
<b>Tableau 3.8</b> : Résultats de mesures physico-chimiques de l'eau presa avant (brute) et après le traitement (traitée). ....	57
<b>Tableau 3.9</b> : Résultats de mesures physico-chimiques de l'eau mélange avant (brute) et après le traitement (traitée). ....	60
<b>Tableau 3.10</b> : Mesures physico-chimiques d'une eau souterraine avant (brute) et après le traitement (traitée). ....	61



<b>Tableau 3.11</b> : Résultats microbiologiques des échantillons d'eau presa et souterraine envoyés au Laboratoire <i>Laquimia</i> .....	64
---	----

## LISTE DES ABRÉVIATIONS ET DES SIGLES

BHAA	Dénombrement des bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives
BNQ	Bureau de normalisation du Québec
CCN	Conseil canadien des normes
CA	Charbon actif
Capp	Couleur apparente
CAG	Charbon actif granulaire
CAP	Charbon actif en poudre
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CCE	Commission de coopération environnementale
CF	Coliformes fécaux
COT	Carbone organique total
CT	Coliformes totaux
Ct	temps de contact
CV	Couleur vraie
CEAG	Comisión estatal del agua de Guanajuato
EPA	Environmental Protection Agency
MENV	Ministère de l'Environnement
MENVQ	Ministère de l'Environnement du Québec
MES	Matière en suspension

MO	Matière organique
OMS	Organisation mondiale de la santé
ONU	Organisation des Nations Unies
OPIC	Office de la propriété intellectuelle du Canada
PAEQ	Programme d'assainissement des eaux du Québec
PRRI	Programme de réduction de rejets industriels
RQEP	Règlement sur la qualité de l'eau potable

## RÉSUMÉ

Depuis plus de 30 ans, au Québec et dans plusieurs pays, des règlements en matière de protection de l'environnement ont été adoptés. Des milliards de dollars ont été investis pour améliorer l'état des cours d'eau, épurer les effluents et pour moderniser les installations de production et de distribution d'eau potable. Encore aujourd'hui, une partie de la population n'est toujours pas alimentée par un système de distribution d'eau. De plus, pour les pourvoiries du Québec, par exemple, les difficultés liées au ravitaillement s'ajoutent au besoin de fournir une eau de qualité. De surcroît, les eaux de surface d'aujourd'hui ne peuvent plus être considérées sans danger pour la consommation humaine. Elles peuvent être contaminées par des bactéries ou autres polluants. Cette situation problématique amène des entreprises à chercher des solutions.

Une entreprise émergente, *Aquagenex*, a entrepris de développer un système portatif de traitement de l'eau, utilisant l'ozonation comme élément principal de désinfection. La technologie *Expio* se veut une solution pour fournir une eau potable de qualité à partir d'eau de surface ou souterraine, peu importe la localisation géographique.

L'objectif des présents travaux de recherche consiste à tester l'efficacité et la robustesse d'un appareil de production d'eau potable portatif, pour ainsi mieux connaître ses limites et ses paramètres de contrôle, et à améliorer le niveau de compréhension des mécanismes mis en jeu lors du processus de traitement.

Lors des manipulations en laboratoire, aucune modification n'a été apportée à l'équipement, à l'eau brute et aux procédures décrites dans le guide de l'utilisateur fourni par *Aquagenex*. Les eaux étudiées proviennent de différents cours d'eau québécois et de cours d'eau accessibles autour de la ville de Guanajuato au Mexique. Des eaux synthétiques ont également été préparées en laboratoire. Les paramètres physico-chimiques (turbidité, couleur, etc.) et bactériologiques (coliformes fécaux, totaux, etc.) couramment utilisés en traitement de l'eau sont également utilisés dans le cadre de ce projet pour caractériser et analyser les eaux brutes et les eaux traitées.

Les résultats de cette étude font ressortir que l'eau traitée ne subit aucune modification de son pH et de sa conductivité pour les eaux québécoises et mexicaines. Cependant, une eau brute chargée en matière organique et en turbidité, suite au traitement, ne respecte pas toujours les valeurs émises. Par contre, les coliformes fécaux et totaux ainsi que les BHAA respectent les valeurs cibles établies suite au traitement. Suite au projet présent, une recommandation quant à des essais de validation complémentaires peut être proposée. Le paramètre « turbidité »

pourrait être jumelé avec des microorganismes indicateurs afin d'examiner si le traitement les élimine même si la turbidité est supérieure aux limites permises.

**Mots clés :** Équipement portable, Eau potable, Ozone, Charbon actif, Matière organique, Turbidité.

## INTRODUCTION

L'eau est indispensable à la vie ainsi qu'au développement économique des nations. Cependant, depuis plusieurs années, de nombreux pays sont confrontés à de graves problèmes relatifs au manque de ressources en eau potable. En effet, aujourd'hui dans le monde, environ un milliard de personnes n'ont pas accès à une source d'eau potable et 2,6 milliards n'ont pas d'installations sanitaires convenables [Organisation Mondiale de la Santé (OMS), 2004a]. En 2000, 1,1 milliard de personnes, dont 86% vivaient en milieu rural, n'avaient pas accès à des sources d'eau de bonne qualité. Tant l'approvisionnement en eau que l'assainissement laissent à désirer dans les communautés les plus pauvres, soit les milieux ruraux, urbains et dans les bidonvilles périurbains (OMS, 2004b). Toutefois, pendant les années '90, près d'un milliard de personnes ont obtenu l'accès à de l'eau potable, et le même nombre à des installations d'assainissement [Organisation des Nations Unies (ONU), 2005]. Des progrès ont été réalisés dans de nombreuses régions, mais plusieurs pays feront face à des pénuries d'eau aiguës si une action décisive n'est pas entreprise.

Afin d'assurer un accès durable à une eau potable, deux programmes d'action d'envergure mondiale ont été entrepris. Lors de la conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement à Rio en juin 1992, 27 principes d'un développement durable ont été énumérés. Le plan d'action 21 (ou agenda 21), programme adopté par les gouvernements afin de mettre en pratique ces principes, cherche, au travers ses objectifs, à s'assurer que l'ensemble de la population de la planète dispose en permanence d'approvisionnements suffisants en eau de bonne qualité, tout en préservant les fonctions hydrologiques, biologiques et chimiques des écosystèmes, en adaptant les activités humaines à la capacité limite de la nature et en luttant contre les vecteurs des maladies liées à l'eau. Par ailleurs, les 191 États membres de l'ONU ont mis en place un programme d'action pour le développement,

baptisé : les Objectifs du Millénaire pour le développement. Parmi les huit objectifs que les gouvernements se sont engagés à réaliser d'ici 2015, l'un d'eux vise à assurer un environnement durable en ce qui a trait à l'accès en eau potable. Cet objectif consiste plus précisément à réduire de moitié le pourcentage de la population qui n'a pas accès de façon durable à un approvisionnement en eau potable d'ici 2015 (ONU 2005).

Par ailleurs, dans les pays industrialisés, des lois et réglementations ont été mises en place durant les dernières décennies afin de protéger les ressources en eau. Elles concernent notamment le traitement des eaux usées domestiques et industrielles ainsi que la production d'eau potable.

Au Canada, le gouvernement fédéral a mis en place une gamme de mesures servant à contrôler directement ou indirectement les effluents domestiques et industriels, telles que la *Loi sur les ressources en eau du Canada*, la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, ou encore certains règlements spécifiques. Conjointement, le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) a établi des standards, des stratégies et des objectifs environnementaux uniformes à l'échelle nationale afin d'assurer un environnement de qualité supérieure partout au pays. Des documents d'ordre scientifique, technique et informatif, tels les *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique* ou les *Lignes directrices en matière de rapports sur l'état de l'environnement à l'intention des gouvernements membres du CCME* ont favorisé l'adoption d'une approche cohérente partout au pays (CCME, 2002). De son côté, le gouvernement provincial a mis en œuvre une série variée de moyens d'intervention en environnement. En conséquence, plusieurs lois et règlements ont été votés au fil des années: la *Loi sur la qualité de l'environnement*, le *Règlement sur la qualité de l'eau potable*, etc. Plusieurs programmes et une politique ont été mis de l'avant par le gouvernement afin de combattre la pollution, tels que le *Programme de réduction de rejets industriels* (PRRI), le *Programme*

*d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ) et La Politique de l'eau (MENV, 1999a).*

En revanche, les pays en voie de développement ou encore ceux en émergence ont du mal à faire face aux coûts des technologies de traitement de l'eau. Par exemple, au Mexique, on ne traite adéquatement qu'un faible pourcentage des eaux usées domestiques (urbaines) et des eaux résiduelles industrielles. La contamination de l'eau par des matières d'origine fécale a de graves effets sur la santé publique. Les maladies gastro-intestinales sont courantes dans environ le tiers des états du pays (CCE, 2001)

De plus, les catastrophes naturelles, comme les ouragans Katrina et Rita, sans oublier les tsunamis, les tremblements de terre et les inondations qui se produisent aux quatre coins de la planète frappent et laissent les survivants dans des situations précaires. Une conséquence directe et systématique de ces désastres est le manque d'eau potable. Pour des raisons de santé, d'hygiène et de survie, il est primordial de trouver des solutions adaptées à ces situations imprévisibles.

Concrètement, des installations centrales, imposantes et fixes de traitement ont été mises à la disposition de la population pour fournir de l'eau potable à ceux qui y sont raccordés. L'eau brute doit subir un certain nombre d'étapes de traitement selon sa qualité naturelle d'origine. Un prétraitement, le dégrillage par exemple, est destiné à extraire de l'eau brute les débris et éléments dont les dimensions gêneraient les traitements ultérieurs. Ensuite, l'ajout de produits chimiques (coagulant, adjuvant de floculation) permet aux particules colloïdales et en suspension de s'agglomérer sous forme de flocons emportant par le fait même une partie de la matière organique et des organismes pathogènes présents. Subséquemment, l'eau est dirigée vers des bassins (décanteurs) où les particules coagulées sous forme de flocons sont séparées de l'eau, par décantation ou flottation. L'eau ainsi clarifiée est par la suite filtrée pour ensuite



subir une désinfection, étape primordiale qui permet d'assurer la qualité bactériologique de l'eau. L'ozone est parfois utilisé préalablement au chlore pour éliminer davantage de matière organique, de goût, d'odeur et de couleur, de favoriser une meilleure biodégradation de la matière organique restante en vue d'une filtration biologique, d'attaquer certains organismes pathogènes ou encore de limiter la formation de sous-produit d'oxydation du chlore (ex. : trihalométhanes). Suite au traitement, l'eau chlorée est distribuée aux consommateurs par le biais de conduites d'adduction.

Par contre, ces installations centrales dépendent, pour leur bon fonctionnement, de l'intégrité mécanique de leurs composantes et d'une source constante d'électricité. S'il arrive un bri majeur, une panne ou une catastrophe naturelle, ces installations deviennent souvent inutilisables, le temps de les remettre en marche.

Ce contexte a ainsi amené des sociétés privées ou encore certains gouvernements, généralement par le biais du ministère de la Défense (armée) à développer différents systèmes compacts et intégrés de production d'eau potable, par exemple un système de purification d'eau par osmose inverse. Cet équipement peut produire entre 2400 et 5000 L/h d'eau dépendant du mode de fonctionnement choisi (Défense Nationale du Canada, 2005). Toutefois, il existe des systèmes plus petits et qui ne nécessitent pas de gros véhicules pour leur transport.

Plus spécifiquement, la compagnie *Aquagenex* a développé une technologie portative, *Expio*, permettant de produire de l'eau potable à partir d'une eau de surface. Cette technologie consiste à un jumelage des procédés d'ozonation et de filtration sur charbon actif en poudre. L'équipement proposé permettrait aux utilisateurs des régions éloignées d'avoir accès à une eau de qualité, exempte de bactéries pathogènes sans l'ajout de produits chimiques (iodure, chlore, etc.) qui en modifient le goût.

Les objectifs généraux de ce présent projet consistent donc à évaluer l'efficacité et la robustesse d'une technologie compacte de production d'eau potable portable, pour ainsi mieux connaître ses limites et ses paramètres de contrôle, et à améliorer le niveau de compréhension des mécanismes mis en jeu lors du processus de traitement. Les tests ont été effectués à partir d'eaux provenant d'un pays développé, le Canada (Québec), et d'un pays moins développé, soit le Mexique (État de Guanajuato).

Pour atteindre ces objectifs, une démarche a été réalisée dans la rédaction du présent mémoire. Il est divisé en quatre chapitres présentant une revue de la documentation scientifique, la méthodologie de la recherche, une discussion des résultats et finalement, la conclusion. Le premier chapitre aborde le contexte aquifère et réglementaire du Québec suivi du contexte du Mexique. Ces contextes constituent les prémisses de base du développement d'une technologie compacte de production d'eau potable. Ensuite, ce chapitre présente les outils de traitement utilisés dans l'équipement, soit l'ozone et le charbon actif, ainsi que les effets de leur combinaison. Le chapitre des résultats et discussion est divisé selon les types d'eau testés. Finalement, une conclusion complète le présent mémoire.

## **CHAPITRE I**

### **REVUE DE LA DOCUMENTATION SCIENTIFIQUE**

La structure de l'eau et l'interaction entre ses molécules en font le support biologique à la vie sur Terre tout comme un solvant très efficace (Campbell 1995). Ainsi, matières organiques et inorganiques, désirables et indésirables, s'y retrouvent. Des technologies de traitement de l'eau ont donc été développées pour que la population puisse avoir un accès à de l'eau de qualité. Compte tenu du nombre important de technologies de traitement de l'eau, la présente revue de la documentation scientifique se limitera aux travaux portant sur l'ozonation, la filtration sur charbon actif et au jumelage de ces deux procédés. Cependant, pour débiter, les situations du Québec et du Mexique seront abordées.

#### **1.1. SITUATION DU QUÉBEC, CANADA**

Au Québec, on retrouve environ 3% du volume mondial de l'eau renouvelable, ce qui en fait une région très privilégiée (MENV, 2002). Cependant, la grande majorité de cette eau se situe dans le nord de la province tandis que la population se concentre dans le sud du Québec.

L'eau de surface sert de source principale d'approvisionnement de la population québécoise (réseaux municipaux). En 2001, 35,1% de la population de la province s'alimentait directement du fleuve Saint-Laurent tandis que les rivières et les lacs approvisionnaient respectivement 34,2% et 13,7% de la population. L'approvisionnement mixte (mélange d'eau de surface et d'eau souterraine) et les

autres eaux de surface approvisionnaient respectivement 3,3% et 0,3% de la population québécoise tandis que les eaux souterraines fournissaient 13,3% de la population (Bouchard *et al.*, 2003).

En 2002, environ 88% de la population québécoise était approvisionnée en eau potable par un réseau de distribution. De cette même population, 95% était desservie par un réseau municipal. La documentation scientifique ne spécifie toutefois pas la situation des 12% non reliés au réseau de distribution. Or, une explication probable d'une proportion de ce 12% est l'accessibilité et/ou le coût d'aménagement d'installations permanentes pour relier certains habitants de régions éloignées ou toutes autres installations saisonnières (campements, pourvoiries, chalets, etc.). Pour satisfaire leur besoin, ces populations pompent l'eau d'une nappe phréatique ou encore directement d'une eau de surface (lac, rivière). Les eaux de surface ne peuvent toutefois pas être considérées sans danger pour la consommation humaine. L'eau non traitée peut être contaminée par des bactéries, des virus et des protozoaires (Santé Canada, 2004a).

Avec l'arrivée du *Règlement sur la qualité de l'eau potable* (RQEP) au Québec en 2001, des changements dans les installations et/ou dans la source d'approvisionnement ont dû être effectués dans certaines municipalités. Les petites municipalités alimentées en eau de surface où aucun traitement n'est effectué et celles qui appliquent une simple désinfection de l'eau ont particulièrement été touchées par ce nouveau règlement (Bouchard *et al.*, 2003). La réglementation a amené plusieurs municipalités à modifier significativement leurs installations de traitement et/ou à changer de source d'approvisionnement. L'ampleur des modifications ou des ajouts technologiques à effectuer a beaucoup varié entre les municipalités, et ce, en fonction de la qualité de la source d'eau et des installations existantes. Par exemple, les petites municipalités pour la plupart isolées les unes des autres, sans possibilité de partage des services, disposent de faibles ressources financières et techniques pour faire face

à ce règlement. Elles sont presque entièrement dépendantes du gouvernement pour modifier leur situation (Bouchard *et al.*, 2003). Il en est de même pour les sites plus éloignés ou isolés (pourvoiries, etc.) qui se doivent de se munir d'équipements aptes à rendre l'eau potable.

Toutes ces raisons ont, entre autres, amené le développement de certains équipements compacts et portatifs destinés à répondre à des besoins spécifiques en eau potable de ces populations. Cependant, la réglementation joue également un rôle de contrôleur pour protéger la santé de la population.

Initialement, la conception d'un équipement ou d'une technologie doit suivre le *Guide de conception des installations de production d'eau potable*. Ce guide donne une description et les critères de conception des technologies de traitement qui sont en mesure de satisfaire aux exigences du RQEP. Par contre, si une technologie est considérée nouvelle, un *Comité sur les technologies de traitement en eau potable* est formé pour l'évaluer et déterminer son niveau de performance face à l'application du RQEP (MENV, 2001). De plus, il est énoncé que tous les équipements doivent faire l'objet d'une autorisation du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.

Parallèlement, les normes de qualité d'eau potable inscrites dans le RQEP s'appliquent à toutes les eaux de consommation humaine distribuées par une ou plusieurs canalisations. Ces eaux incluent les eaux servant à l'ingestion, au brossage des dents et à la préparation d'aliments. De plus, selon le même règlement, un « système de distribution » est : *une canalisation, un ensemble de canalisation ou tout équipement servant à prélever, traiter, stocker ou distribuer de l'eau destinée à la consommation humaine*. Donc, cette information confirme que l'équipement testé lors de ce projet doit satisfaire au RQEP.

Toutefois, la *Loi sur les produits alimentaires* (L.R.Q. chapitre P-29) sous la juridiction du ministère de l'Agriculture, des Pêches et de l'Alimentation stipule que :

*...sont assimilées à un aliment, l'eau embouteillée, l'eau au volume... ces aliments ou ces eaux sont destinés à la consommation humaine, à des fins promotionnelles ou commerciales. La glace est également assimilée à un aliment.*

Cette loi possède ses propres normes pour les eaux embouteillées. Toutefois, l'équipement est conçu pour fournir de l'eau potable à son propriétaire et non à être vendue à une tierce personne. En conséquence, l'eau doit donc être considérée comme potable au sens du *Règlement sur la qualité de l'eau potable* (MDDEP, 2005a).

D'autres documents comme les brevets, des normes internationales et nationales établis par le NSF International, le Bureau de normalisation du Québec (BNQ) et le Conseil Canadien des normes (CCN) épaulent le développeur mais ils ne sont pas équivalents à la RQEP.

Le *Guide de conception* et le RQEP définissent une ligne directrice à suivre et confirment, à l'utilisateur, la sécurité de l'eau consommée. Le brevet, pour sa part, est un document qui protège les droits de l'inventeur et est une source de renseignements techniques utiles au public (Office de la propriété intellectuelle du Canada, 2004). Les normes internationales et nationales sont des documents qui présentent les principales caractéristiques d'un produit, d'un service ou d'un système. Il existe dans le monde des milliers de normes qui traitent de tous les domaines possibles, du simple pas de vis au complexe réseau de l'information (CCN, 2005). Par exemple, le BNQ est l'organisme d'élaboration des normes québécoises et est accrédité par le CCN. Le BNQ a élaboré différents documents dont l'*Innocuité des produits et des matériaux en contact avec l'eau potable-Protocole de certification* ainsi que le

*Traitement des eaux usées - Systèmes d'épuration autonomes pour les résidences isolées - Protocole de certification* (BNQ, 2005). Ces normes aident à faire en sorte que les produits soient conformes, compatibles, efficaces et sécuritaires.

Un autre exemple, NSF International est un chef de file dans le développement de standards, de certification de produits, d'éducation et de la gestion des risques en santé publique et sécurité. Il est possible de faire appel à ce type d'entreprise pour certifier une nouvelle technologie. Par contre, les coûts à défrayer peuvent éventuellement devenir importants pour une petite entreprise et la réglementation n'exige pas d'obtenir une telle certification. Donc, la plupart de ces certifications sont volontaires, mais le marché, de plus en plus concurrentiel, fait en sorte que les clients ont tendance à l'exiger des fabricants.

## 1.2. SITUATION DE GUANAJUATO, MEXIQUE

La situation au Mexique reflète bien la crise qui existe au niveau mondial. La pauvreté généralisée entraîne de graves problèmes environnementaux : pollution atmosphérique, contamination des eaux, insalubrité et disposition inefficace de déchets dangereux, etc. (Runnalls et Cosbey, 1992). La construction de grands barrages, l'implantation de raffineries, l'arrivée de nouvelles industries, l'activité agricole en croissance, la multiplication des puits profonds ainsi que les aménagements routiers ont apporté la richesse mais en même temps une pression croissante sur les ressources naturelles. Ces pressions s'expriment aujourd'hui par un manque d'eau ainsi que par la contamination et l'augmentation du prix de la ressource hydrique (Mexique, 2001).

En 1999, l'État de Guanajuato seulement a généré plus de 204 millions de mètres cubes d'eau usée. En 2001, seulement 57% de cette eau usée était traitée, laissant un

nombre important d'effluents non traités (Mexique, 2001). Ce scénario reflète, à quelques pourcentages près, la situation du pays en entier. Pour respecter la norme officielle mexicaine (*la norma oficial mexicana*), 87% de toute l'eau usée produite annuellement dans tout l'état devrait être traitée d'ici la fin de 2005 (Mexique, 2001).

Il est clair que ce pays a besoin d'implanter des installations d'épuration mais également des installations de production d'eau potable efficaces. Comme partout ailleurs, l'ampleur des améliorations ou des installations à construire varie entre les régions et comme au Québec, ces régions disposent de faibles ressources financières et techniques pour entreprendre ces travaux. Elles sont dépendantes du gouvernement pour modifier la situation. De plus, en région éloignée, la situation au Mexique pourrait être même plus précaire que la situation vécue au Québec. Ces arguments justifient probablement l'utilisation de technologies compactes et portatives.

Cependant, le gouvernement mexicain a adopté, au cours des 15 dernières années, plusieurs normes dans le domaine de l'eau, dont celle pour le contrôle de la qualité de l'eau de consommation humaine. L'objectif général de ces normes était de fournir une eau de qualité à tous. Cependant, cet objectif est difficilement atteignable sur tout le territoire mexicain. En conséquence, certains individus, pour assurer la qualité de l'eau, ont recours à des systèmes domestiques de traitement de l'eau. Ainsi, en 1998, le Gouvernement mexicain a adopté une norme sur ce type de système (Mexique, 1998).

Donc, dans l'éventualité d'une exportation d'une technologie portative au Mexique, le développeur devra, entre autres, prouver par des analyses faites dans un laboratoire accrédité par le gouvernement, que l'eau produite répond aux exigences de la norme sur la qualité de l'eau (Mexique, 1994). De plus, la norme sur les systèmes de traitement de type domestique décrit les technologies (filtre, ozoneur, produits chimiques, etc.) qui doivent se conformer et établit les conditions qu'ils doivent



également remplir, du point de vue microbiologique et chimique ainsi que des informations techniques à dispenser (Mexique, 1998).

### 1.3. MÉTHODES DE TRAITEMENT DE L'EAU

L'objectif principal associé au traitement de l'eau est d'éliminer les organismes pathogènes présents et de réduire, éliminer certaines substances jugées nocives (ex. : métaux) et ainsi diminuer à un niveau acceptable les risques pour la santé qu'ils représentent (Santé Canada, 2004b). Il existe plusieurs solutions pour traiter l'eau et elles se présentent sous une multitude de formes et techniques d'application. Certaines sont simples mais peuvent être difficilement réalisables dépendant du lieu et des conditions environnementales. Dans le cadre de ce projet, comme les procédés d'ozonation et de filtration sur charbon actif constituent les bases de la technologie testée, ces deux techniques sont spécifiquement traitées dans les sous-sections qui suivent.

Il faut souligner qu'un filtre à sédiment est installé en amont du filtre au charbon actif (CA) pour retenir la MES et les sédiments grossiers. Par contre, le filtre au CA constitue le premier dispositif de traitement de la technologie testée dans le cadre de ce présent projet.

#### 1.3.1. Charbon actif

Le CA est connu depuis longtemps comme un absorbant universel utilisé pour enlever efficacement de basses concentrations de substances organiques et inorganiques d'une solution. Le charbon de bois, l'ancêtre du CA moderne, servait déjà aux Égyptiens en 2000 a.c. pour purifier l'eau utilisée en médecine (Faust et Aly,

1983). Cependant, les développements majeurs ont été réalisés durant la Première Guerre Mondiale avec l'arrivée du charbon actif granulaire (CAG) dans les masques à gaz (Faust et Aly, 1983).

La recherche et les développements ont permis à l'industrie de se servir du CA dans plusieurs applications dont le traitement de l'eau. Ce matériel peut être utilisé pour traiter une gamme variée d'effluents domestiques et industriels contenant des polluants organiques et inorganiques (Rangel-Mendez et Streat, 2002). Le CA est un absorbant à très large spectre. La plupart des molécules organiques se fixent à sa surface, les molécules peu polaires (génératrices de goût et d'odeur) ainsi que les molécules à haute masse molaire (Degrémont, 2005). Aux États-Unis, l'amendement de 1986 « Safe Drinking Water Act » identifie le CA comme la meilleure technologie disponible pour enlever les polluants organiques synthétiques des sources d'eau (Le Cloirec *et al.*, 1997).

Dans le cadre du traitement de l'eau potable, deux formes sont employées : le charbon actif en poudre (CAP) et en granule (CAG). Le CAP prend la forme de grains de taille comprise entre 50 à 100  $\mu\text{m}$  tandis que la taille des grains de CAG varie de 0,1 à 1 mm (Manahan, 1994). L'ordre de grandeur varie dans la documentation scientifique. D'autres auteurs citent de 10 à 50  $\mu\text{m}$  pour le CAP et de 0,25 à 3 mm pour le CAG (Degrémont, 2005).

Par sa dimension plus petite, le CAP est souvent employé sous forme libre (mis en suspension) dans le processus de traitement de l'eau (Najim *et al.*, 1991; Huang et Yeh, 1999; Gérard et Barthélemy, 2003) comparativement au CAG qui s'emploie plutôt sous forme de lit ou de filtre (Oxenford et Lykins, 1991; Gérard et Barthélemy, 2003; Degrémont, 2005). Les scientifiques semblent s'entendre sur le fait que le CAP et le CAG sont efficaces pour enlever la matière organique naturelle et synthétique

présente dans l'eau (Najim *et al.*, 1990, Morris et Newcombe, 1993; Bao *et al.*, 1999; Daifullah, *et al.*, 2004).

La cinétique d'adsorption du CAP est plus rapide que le CAG parce que les granules de charbon sont de plus petites tailles et la surface exposée plus significative (Najim *et al.*, 1990; Degremont, 2005). Par contre, selon Oxenford et Lykins (1991), le CAP serait généralement moins efficace que le CAG pour enlever les composés organiques synthétiques.

Le filtre employé dans la technologie testée consiste en une cartouche compacte garnie de CAP. La documentation scientifique ne fait pas état de travaux portant spécifiquement sur ce type de filtre au CAP puisque des filtres au CAG sont généralement employés. Certains fournisseurs de ce type de filtres indiquent leurs capacités de traitement mais sans véritable appui scientifique ou études démontrant les performances et l'efficacité de ces filtres. Une argumentation employée par certains fournisseurs de produits autres que le CAP (cartouche) est qu'il se développerait des canaux préférentiels de circulation de l'eau dans de telle cartouche qui diminueraient alors les capacités de traitement. Il faut toutefois être prudent avec ce type d'argumentation puisqu'il peut faire partie d'une campagne de marketing et qu'il n'est pas appuyé par des données scientifiques.

À la lumière de l'analyse de la documentation scientifique, il s'avère assez difficile de conclure avec certitude sur le transfert direct des connaissances acquises relatives au CAP utilisé sous forme de suspension au domaine d'application du CAP sous forme de filtre. Il est toutefois logique de présumer qu'une très grande partie des processus chimiques mis en jeu soient assez similaires, peu importe que ce CAP soit employé sous forme de suspension ou de lit filtrant. Des essais avec ce type de filtre permettront d'en connaître davantage sur son comportement.

Par ailleurs, la MO, qui est abondante dans l'eau naturelle, a une grande influence sur les traitements et les technologies employés pour s'en débarrasser. Elle se retrouve sous plusieurs formes mais les plus abondantes sont les substances humiques, l'acide fulvique et acide humique. Elles donnent la pigmentation de l'eau naturelle (Stevenson, 1982). Seul l'acide humique sera traité au cours de ce projet étant donné qu'il forme la plus grande portion des substances humiques dans l'eau.

L'acide humique est constitué de longues chaînes polymériques pouvant contenir des groupements carboxyliques et aromatiques et dont le poids moléculaire peut atteindre 1 000 000 Da (Stevenson, 1982; Camel et Bermond, 1998). L'acide humique peut avoir une phase colloïdale, phase intermédiaire entre la dissolution et la particule en suspension. De plus, des interactions chimiques et physiques interviennent entre les molécules d'acide humique et avec d'autres éléments comme par exemple l'argile. L'argile tend à stabiliser la MO et agirait comme le CA en fournissant une surface interne et externe pour l'adsorption (Stevenson, 1982). Toutefois, toutes ces interactions varient en fonction des charges présentes sur l'acide humique, des charges et de la nature des argiles et du potentiel d'hydrogène (pH) du milieu aqueux (Stevenson, 1982).

Dépendamment du type de CA utilisé, la cinétique d'adsorption de l'acide humique est variable. Si la structure du CA comporte plus de micropores, les grosses molécules adsorbées en surface bloquent l'accès aux micropores internes du CA aux plus petites molécules. Dans le cas de CA formé de mésopores, les plus petites molécules peuvent être adsorbées plus profondément dans le structure parce que les grosses molécules en bloquent moins l'accès (Newcombe *et al.*, 2002 ).

Le CAG peut être régénéré par de la chaleur (Degrémont, 2005). Ainsi, toutes les particules organiques adsorbées sont brûlées, les pores dégagés et le CA peut être réutilisé. Dans le cas présent, il n'est pas possible de retirer le CAP de la cartouche

utilisée par l'équipement pour le conditionner. Cependant, un traitement à l'ozone avec de l'eau prétraitée pourrait permettre d'attaquer la MO adsorbée sur le charbon et augmenter la vie utile du filtre.

### 1.3.2. Ozone

La mise en évidence du pouvoir désinfectant de l'ozone, connu depuis plus de 100 ans, est principalement attribué à de Meritens en 1886 (Vosmaer, 1916). C'est à Oudshoorn (Hollande), en 1893, qu'apparut la première grande application de l'ozone dans le traitement de l'eau potable (Langlais *et al.*, 1991). Les développements se sont surtout faits en Europe. Avec la Première Guerre Mondiale, la course aux nouvelles découvertes de gaz poison mènera au développement du chlore peu coûteux et ralentira l'avancée de l'ozone. L'ozone a remonté en popularité ces dernières décennies grâce à son pouvoir oxydant (Rice et Netzer, 1982; Langlais *et al.*, 1991; Masschelein et Groossens, 1991).

L'ozone ( $O_3$ ) est formé par l'addition d'un atome d'oxygène à une molécule d'oxygène diatomique ( $O_2$ ). Premièrement, la molécule d'oxygène doit être scindée. Cette division est possible en passant des molécules d'oxygène ( $O_2$ ) dans un courant électrique. Les deux atomes d'oxygène fraîchement divisés sont ainsi disponibles pour former une molécule d'ozone triatomique. Puisqu'il s'agit d'une molécule instable, l'ozone se dégrade rapidement en  $O_2$ , libérant un atome d'oxygène qui se lie à un élément chimique créant de l'oxydation (Rice *et al.*, 1981).

L'ozone est un oxydant fort et sert à l'élimination de la couleur, du goût et des odeurs d'une eau (Sketchell *et al.*, 1999). L'ozone dégrade la matière organique naturelle et inactive les microorganismes incluant les virus (Hall et Sobsey, 1993; Guzel-Seydim *et al.*, 2004; Swietlik *et al.*, 2004), notamment, ceux de l'hépatite A et de l'influenza A et plusieurs souches de bactériophages (Botzenhart *et al.*, 1993; Hall and Sobsey,

1993). Sous l'action prolongée de l'ozone, la MO produit des composés stables sous forme de  $C_3$  et  $C_2$ . En conséquence, la dégradation de ces formes stables à l'ozone est plus lente (Mondaca *et al.*, 2000).

L'ozone se décompose rapidement dans l'eau (Rice *et al.*, 1981; Camel et Bermond, 1998). Ceci est un désavantage pour les installations qui doivent faire circuler l'eau sur de grandes distances avant de fournir l'eau aux consommateurs, mais avantageux pour un équipement portatif dont l'eau peut être bue peu de temps suivant le traitement.

Les avantages de l'ozone sont reconnus mais celui-ci ne peut pas être utilisé seul pour traiter une eau de surface n'ayant subi aucun traitement préalable. Son pouvoir oxydant et désinfectant ne permet pas de retenir la matière grossière et les fines particules en suspension. Par conséquent, il doit être jumelé à un ou plusieurs filtres capables de retenir cette matière.

### 1.3.3. Combinaison de technologies : ozone et charbon actif

La technologie mise à l'essai dans le cadre de ce projet est basée sur la combinaison de l'ozonation et de la filtration sur CA. La documentation scientifique fait état de différentes études qui combinent ces deux technologies.

Les résultats de Gillogly (1999) indiquent que l'adsorption sur CA ne fournirait pas une protection suffisante contre le goût et l'odeur. Il suggère plutôt une combinaison avec une autre technologie comme l'ozone. Selon Jung *et al.* (2004), la présence d'algues dans les eaux naturelles est une des causes de goût et odeur et l'oxydation et l'adsorption sont les méthodes suggérées pour l'enlèvement de ces désagréments.

De plus, la combinaison de l'ozone et du CA est avantageuse parce que l'ozone dégrade les composés organiques en composés avec un poids moléculaire plus petit et ainsi plus facilement adsorbable sur le CA (Takahashi, *et al.*, 1995; Cukic et Marjanovic, 2001).

De même, en plus de réagir avec la MO dans l'eau, l'ozone peut s'attaquer à celle adsorbée sur le CA (Mondaca *et al.*, 2000). Selon Rositano *et al.* (2001), les réactions chimiques durant l'ozonation des eaux naturelles sont extrêmement complexes. De plus, les mécanismes des réactions entre l'ozone et la MO ne sont pas bien compris.

L'ozone réagit avec le CA pour former des radicaux  $\text{OH}\cdot$  (Sanchez-Polo et Rivera-Utrilla, 2003; Sanchez-Polo *et al.*, 2005) mais les sites réactifs sur le CA ne réagissent qu'une seule fois (Sanchez-Polo et Rivera-Utrilla, 2003). Quant à Evans *et al.* (2003), ils indiquent qu'à Londres et Oxford, toutes les installations de traitement d'eau importantes emploient l'ozone et le CAG, et que selon le Thames Water UK and Ireland (TWUKI), l'utilisation du CAG et de l'ozone représente la meilleure technologie disponible contre les pesticides et la matière organique.

Selon le MENV (2001), le CAG serait légèrement plus efficace que le CAP pour enlever le goût et les odeurs à l'eau. Il souligne, également, que l'ozone est de loin la meilleure solution pour contrôler les goûts et les odeurs. Ainsi, le filtre CAP, malgré son efficacité un peu moindre, est compensé par les avantages liés à l'utilisation de l'ozone.

## **CHAPITRE II**

### **MATÉRIEL ET MÉTHODE**

#### **2.1. PROVENANCE DES EAUX**

Les eaux étudiées proviennent de différents cours d'eau québécois ou encore de cours d'eau particulièrement chargée [matière en suspension (MES), turbidité] accessibles autour de la ville de Guanajuato au Mexique. Ce choix a été motivé pour mettre en évidence les problèmes potentiels que pourraient rencontrer des futurs utilisateurs de la technologie. Les échantillons provenant des cours d'eau québécois ont été utilisés à des températures variant entre 4°C et 20°C afin de simuler différentes températures d'eau rencontrées au cours des saisons. Des eaux synthétiques ont également été préparées en laboratoire. Ces eaux, ainsi que celles mexicaines, ont été testées à température ambiante ( $21 \pm 2^\circ\text{C}$ ).

##### **2.1.1. Eaux québécoises**

Chaque cours d'eau étant différent tant par son emplacement physique que par ses qualités biochimiques, quatre eaux de différentes régions du territoire québécois ont été choisies. Ainsi, quatre rivières du territoire québécois ont été sélectionnées afin de mener les essais entrepris dans le cadre du présent projet, soit, la rivière des Outaouais, la rivière Saint-Maurice, la rivière Portneuf et la rivière Malbaie.

La rivière des Outaouais est desservie par un réseau hydrographique d'une superficie supérieure à 2000 km<sup>2</sup>. Elle possède plusieurs tributaires dont, entre autres, les



rivières Gatineau, du Lièvre, Kipawa et Rouge. La qualité de l'eau de la rivière des Outaouais est affectée par les rejets urbains et industriels de la région de Hull-Ottawa. (MENV, 2003). L'échantillonnage de l'eau de cette rivière a été effectué à la station de production d'eau potable de l'arrondissement de Lachine, dont la prise d'eau est située dans le Saint-Laurent.

L'eau de la rivière Saint-Maurice, qui draine un territoire de 43 250 km<sup>2</sup>, a également été mise à l'essai. Le prélèvement a été effectué à la station de production d'eau potable de Trois-Rivières. Dix-neuf municipalités sont situées dans le bassin versant de cette rivière dont Shawinigan (près de 21 000 habitants) et Grand-Mère (près de 15 000 habitants). L'agriculture est présente de façon très marginale, occupant moins de 2 % du territoire. Les principaux secteurs d'activité des industries présentes le long de cette rivière sont les pâtes et papiers, l'agroalimentaire, la chimie et la métallurgie (Pelletier, 2002).

La rivière Portneuf située entre les rivières Batiscan et Jacques-Cartier a également été choisie dans le cadre de ce projet. Cette rivière draine un bassin hydrographique de 363 km<sup>2</sup> dont la partie sud est une zone principalement agricole, amenant, en conséquence, une augmentation de nitrates dans l'eau (MENV, 1999b). On y croise, également, la compagnie de fabrication de papier J. Ford Ltée dont les effluents contenaient des huiles et des graisses minérales. Cependant, depuis l'instauration de mesures environnementales provinciales, la compagnie satisfait aux nouvelles normes en vigueur depuis le 30 septembre 1995 (MENV, 1996). L'eau a été prélevée, dans la ville de Portneuf, sous un pont servant de passage aux motoneiges.

Finalement, les eaux de la rivière Malbaie ont été directement pompées de ce cours d'eau à la hauteur de la municipalité de Clermont. La rivière Malbaie draine un bassin hydrographique de 1850 km<sup>2</sup>. La papetière *Les produits forestiers Donohue inc.* qui constitue la principale compagnie implantée le long de cette rivière utilise les eaux de

cette dernière dans ses activités industrielles et rejette ses effluents directement dans ce cours d'eau (MENV, 2000).

Selon le cas, chaque type d'eau a été préalablement réchauffé (de 15 à 20°C) ou encore refroidie (de 1,8 à 5°C) avant son utilisation en laboratoire afin de simuler différentes conditions de température similaires à la réalité des saisons.

### 2.1.2. Eaux synthétiques

Les eaux synthétiques ont été constituées en laboratoire à partir d'une eau du robinet (Ville de Montréal) qui a été préalablement aérée pendant quelques jours dans un baril de 200 L pour éliminer le chlore résiduel. Ensuite, à cette eau, de l'acide humique en poudre (Aldrich Chemical Company, Inc.; H1,675-2) et/ou du kaolin (Spectrum K1004) ont été ajoutés. Les essais de traitement relatifs à l'eau synthétique se sont déroulés à température ambiante, soit  $22 \pm 1$  °C.

Les acides humiques ont été utilisés pour la préparation d'eaux synthétiques de manière à simuler la présence de matière organique. Dans la nature, les substances humiques représentent entre 30 à 50% du carbone organique dissous (Langlais *et al.* 1991). Or, la couleur apparente dans les eaux naturelles est essentiellement due à la présence de matière organique. Ainsi, lors des essais, la quantité d'acides humiques en poudre à ajouter a simplement varié en fonction du niveau de couleur désiré de l'eau synthétique.

La turbidité de l'eau synthétique a été créée à partir d'une solution de kaolin (matière inorganique) préparée en accord avec les travaux de Morris et Knocke (1984) et Ndabigengesere et Narasiah (1998). Ainsi, 5 g de kaolin ont été ajoutés à 1 L d'eau distillée qui a ensuite été soumise à une agitation durant 30 minutes avec l'aide d'un

agitateur magnétique. Suite à la mise au repos de la suspension durant 24 heures, le surnageant produit a été récupéré pour être ajouté à l'eau du robinet jusqu'à l'atteinte du niveau de turbidité désiré.

Lors d'un ajout combiné d'acides humiques et de kaolin, une quantité plus importante d'acide humique a dû être ajoutée pour atteindre le niveau de couleur désiré. Cette situation s'explique par le fait que les colloïdes de kaolin adsorbent une partie des composés générant la couleur, d'où la compensation nécessaire.

Chacun des échantillons de 20 L d'eau synthétique utilisés lors des essais a été prélevé à partir d'un baril de préparation de 200 L suite à son brassage préalable. L'eau a été récupérée par un système muni d'une pompe d'aquarium et de deux tubes, l'un relié à la pompe qui permet de compresser l'air à l'intérieur du baril et l'autre, fixé au baril, pour que l'eau en sorte.

### 2.1.3. Eaux mexicaines

Une partie de la population de la ville de Guanajuato est alimentée par une station de production d'eau potable dont l'approvisionnement en eau brute est assuré par deux barrages. L'eau affluente à la station subit une série de traitement, incluant la coagulation-floculation-décantation, une première chloration, la filtration rapide sur sable et gravier ainsi qu'une dernière chloration en post-traitement. Les échantillons utilisés lors des essais ont été prélevés à partir d'un robinet branché à l'affluent de l'usine.

L'autre portion de la ville est alimentée par de l'eau souterraine dont la source est située à une trentaine de kilomètres de la ville. Les différents échantillons ont été

directement prélevés le long d'une des canalisations principales par l'un des postes d'échantillonnage existants.

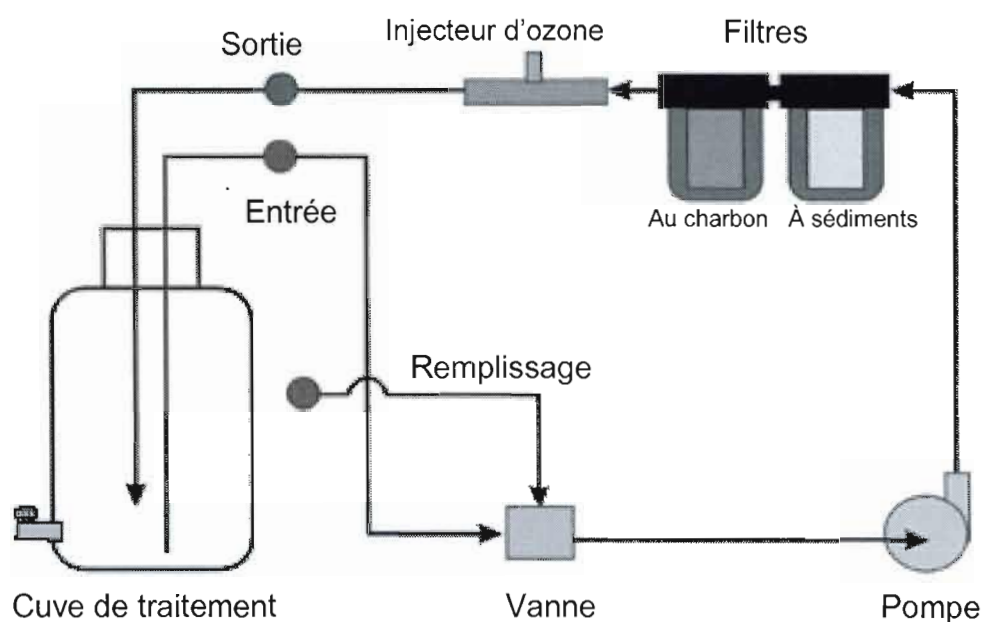
Également, plusieurs volumes d'eaux ont été produits, au laboratoire de Doctora Irene Cano (Université de Guanajuato), à partir d'un mélange d'eau du robinet et d'eau brute obtenue à la station de production d'eau potable. Puisque les caractéristiques de l'eau changeaient quotidiennement en fonction des précipitations, il devenait nécessaire de faire un mélange pour que les caractéristiques de l'eau brute varient peu tout au long de l'expérience et pour que l'on se rapproche de conditions plus normales.

## 2.2. LA TECHNOLOGIE EXPIO

Les différents types d'eaux ont été traités à l'aide de la technologie *Expio* (numéro de série : EXP04-003), conçue par *Aquagenex Inc.* Cette technologie, jumelant filtres et ozone, permet normalement de produire de l'eau potable à partir de l'eau de surface ou souterraine (rivières, lacs, sources, puits, etc.). L'eau est produite par cuvée (batch) de 20 litres. La pompe sert à fournir la pression nécessaire pour faire circuler l'eau à travers les deux filtres à cartouche. Le premier, constitué de polymère (USFilters P5-478) et d'une porosité de 5 µm, filtre les plus grosses particules et les sédiments. Le deuxième est un filtre de charbon actif (USFilter CBC-5) ayant une porosité de 0,5 µm. Il est conçu pour réduire les bactéries, kystes, polluants et les sédiments très fins.

Lorsque l'équipement est mis en marche, l'eau brute est d'abord pompée de sa source (directement dans la nature ou à partir d'un autre contenant) puis passe au travers d'un premier filtre afin d'enlever les sédiments/particules. L'eau chemine ensuite vers le deuxième filtre, au charbon actif. Par la suite, de l'ozone est injecté

dans l'eau. Cette eau est recueillie dans une cuve de traitement. Une fois que la cuve est pleine, un interrupteur active la mise en opération de la recirculation. Ainsi, l'eau de la cuve de traitement repasse par les filtres et reçoit davantage d'ozone. Pour faciliter l'utilisation, une minuterie contrôle le temps d'ozonation et de circulation de l'eau dans le système (figure 2.1).



**Figure 2.1** : Schéma du trajet de l'eau à l'intérieur du système *Expio*.  
Source : *Aquagenex Inc.* (2004).

### 2.3. PLAN EXPÉRIMENTAL (DESCRIPTION DES ESSAIS)

Lors de chacun des essais, un échantillon d'eau brute a d'abord été prélevé pour des fins d'analyses des paramètres chimiques et microbiologiques. Les expériences ont ensuite été menées en suivant le guide de l'utilisateur fourni par *Aquagenex Inc.* La procédure utilisée a donc été exactement similaire à celle qui est appliquée par

l'utilisateur du système. De manière générale, la séquence expérimentale comprenait les étapes suivantes :

- prise d'échantillons d'eau brute;
- démarrage du remplissage, démarrage de l'ozoneur et du chronomètre;
- prise d'échantillons à la fin du remplissage (équivalent au début de la recirculation, fait automatiquement par l'équipement);
- prise d'échantillons aux deux minutes jusqu'à l'arrêt de la recirculation;
- arrêt du système après 10 minutes de recirculation et échantillonnage;
- prise d'échantillons aux 5 ou 10 minutes après l'arrêt de la recirculation (en fonction de la diminution de l'ozone résiduel);
- arrêt de chronomètre.

Des échantillonnages complémentaires ont également été effectués lors d'essais ciblés. Ainsi, lors de certains essais, des échantillons intermédiaires ont été prélevés 3 minutes 15 secondes après le début du remplissage pour des fins d'analyses microbiologiques. D'autres essais, réalisés avec des eaux synthétiques, ont conduit à des prélèvements à toutes les 30 secondes, durant la période se situant entre le début du remplissage et le début de la recirculation (entre 1 minute 15 secondes et 3 minutes 45 secondes), et ce, pour des fins d'analyses de turbidité.

Le volume total d'échantillons recueillis lors de chacun des essais variait légèrement en fonction des analyses effectuées. À chaque démarrage d'un nouvel essai (type d'eau), un nouveau filtre au CA et à sédiment était installé.

## 2.4. MÉTHODES D'ANALYSE

Le tableau 2.1 détaille les méthodes et appareils employés lors des différentes analyses effectuées au cours du projet.

**Tableau 2.1** : Méthodes d'analyses employées lors des différents essais.

Paramètre	Appareil	Méthode	Référence <sup>a,b,c</sup>
BHAA	Incubateur J.P. Selecta (Incudigit 150L)	filtration	HACH (8242)
Chrome total	DR 2000 de HACH	Méthode d'oxydation d'hypobromite alcalin	HACH (8024)
Coliformes fécaux	Bain thermostaté J.P. Selecta, Unitronic 100	Filtration	HACH (8074) et SM 9222-D
Coliformes totaux	Incubateur J.P. Selecta (Incudigit 150L)	Filtration	HACH 8074
Conductivité	pHmètre/conductivimètre WTW (pH/Cond 340i)	Conductivité	SM 2510-B
	Water Quality Checker U-10 de Horiba	Électrode à échange	HORIBA
Couleur apparente	Spectromètre UV-Vis Thermo Spectronic (Aquamate UV)	Standard de Platinum-Cobalt	HACH (8025)
	DR 2000 de HACH	Standard de Platinum-Cobalt	HACH (8025)
Couleur vraie	Spectromètre UV-Vis Thermo Spectronic (Aquamate UV)	Standard de Platinum-Cobalt	HACH (8025)
	DR 2000 de HACH	Standard de Platinum-Cobalt	HACH (8025)
Cyanure	DR 2000 de HACH	Méthode pyridine-pyrazalone	HACH (8027)
Fer	Spectromètre UV-Vis Thermo Spectronic (Aquamate UV)	1,10 phénanthroline	HACH (8008)
	DR 2000 de HACH	1,10 phénanthroline	HACH (8008)
Ozone résiduel	Spectromètre UV-Vis Thermo Spectronic (Aquamate UV)	Méthode indigo (Ampoule Accuvac)	HACH (8177)
	DR 2000 de HACH	Méthode DPD (chlorine total)	HACH (8177)
pH	Water Quality Checker U-10 de Horiba	Électrode de verre	HORIBA
	pHmètre/conductivimètre WTW (pH/Cond 340i)	Électrométrie	SM 4500-H <sup>+</sup> -B
Turbidité	Turbidimètre portatif 2100P de HACH	Turbidimétrie	USEPA method 180.1
	Néphélomètre WTW (550IR)	Néphélométrie	SM 2130-B

<sup>a</sup>SM : APHA, AWWA et WEF (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19<sup>e</sup> édition, éditée par Clescheri, L., Greenberg, A.E., et Trussell, R. R.. Washington, DC: American Public Health Association, pages multiples.

<sup>b</sup>HACH : *Water Analysis Handbook*. En ligne, <www.hach.com>. Consultée le 25 avril 2005.

<sup>c</sup>HORIBA : HORIBA. En ligne. <www.jp.horiba.com/index\_e.htm>. Consultée le 12 septembre 2004

Des filtres de 0,45  $\mu\text{m}$  (Sarstedt, réf. 83.1826) ont été utilisés pour la mesure de la couleur vraie.

Certains échantillons d'eau ont été expédiés à différents laboratoires d'analyse pour compléter les résultats. Pour le transport, les échantillons étaient placés dans une glacière avec de la glace ou des sachets réfrigérants et envoyés le plus rapidement possible. Ainsi, la Chaire en eau potable de l'École Polytechnique a reçu des échantillons pour analyser leur contenu en spores. D'autres échantillons ont été envoyés au Laboratoire d'expertise en analyse environnementale du Québec pour mesurer la teneur de l'eau en bromate. À Guanajuato, 10 échantillons d'eau ont été envoyés au laboratoire Laquimia à Irapuato pour des fins d'analyses microbiologiques.

## 2.5. PARAMÈTRES ANALYSÉS

En raison du nombre important de variables pouvant influencer la qualité de l'eau et devant l'impossibilité de les analyser toutes, seuls les paramètres largement utilisés dans le traitement de l'eau et dans les normes ont été retenus. Ces paramètres sont la turbidité, la conductivité, le pH, la température, le fer, la couleur apparente et vraie, l'ozone résiduel, les bromates, le cyanure, le chrome, les coliformes fécaux et totaux, les spores ainsi que les BHAA (bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives).

### 2.5.1. Turbidité

À la base, la turbidité se définit comme le manque de limpidité de l'eau. Elle est causée par la matière en suspension et colloïdale (particule ionisée), de fines



particules de matière organique et inorganique, le plancton et autres microorganismes. La turbidité est un paramètre largement utilisé à travers le monde pour décrire la qualité de l'eau (Gauthier *et al.*, 2003). On sait que la majorité des toxines, tant minérales qu'organiques, sont absorbées en moyenne à 90% sur les matières en suspension et colloïdales, ce qui permet de bien comprendre l'importance de l'analyse systématique de ce paramètre (Vilaginès, 2000). La turbidité peut quelquefois atteindre des valeurs élevées pour de courts laps de temps à la sortie des stations de traitement d'eau, et cela est acceptable selon certains règlements actuels sur l'eau potable (Gauthier *et al.*, 2003).

#### 2.5.2. Conductivité

La conductivité est la capacité d'une eau à conduire l'électricité. La conductivité d'une eau dépend de sa concentration ionique et de sa température. Elle donne une bonne indication des changements de la composition des eaux et spécialement de leur concentration en minéraux. La conductivité augmente avec la teneur en solides dissous. Cette mesure permet d'évaluer rapidement le degré de minéralisation d'une eau, c'est-à-dire la quantité de substances dissoutes ionisées présentes (Hébert et Légaré, 2000).

#### 2.5.3. pH

La valeur de pH détermine l'équilibre entre les acides et les bases d'une eau et est une mesure de la concentration des ions d'hydrogène en solution. Le pH influence la toxicité de plusieurs éléments en régissant un grand nombre de réactions chimiques. Dans les eaux naturelles peu soumises aux activités humaines, le pH dépend de l'origine de ces eaux et de la nature géologique du sous-sol (Hébert et Légaré, 2000).

L'activité bactéricide et virulicide reste stable dans la gamme de pH 5,6 à 9,8 (Masschelein, 1980).

#### 2.5.4. Température

L'eau de surface varie de température au gré des saisons. Ainsi, des bornes de température pour le fonctionnement de l'équipement doivent être fixées. Également, la température influence directement la stabilité de l'ozone dans l'eau, le pH et la vitesse des réactions chimiques.

#### 2.5.5. Fer

Le fer est un élément essentiel à la nutrition. L'ingestion de grandes quantités de fer peut toutefois créer des problèmes de toxicité mais, comme celui-ci a tendance à précipiter en présence d'oxygène, sa concentration est rarement élevée (Santé Canada, 2004c). La présence du fer dans les eaux naturelles est attribuable à la décomposition de la roche et des minéraux, aux eaux acides de drainage des mines, aux eaux de lessivage, aux effluents d'égouts ainsi qu'aux rejets des secteurs industriels (Santé Canada, 2004c). Ce paramètre est pris en considération plus pour le goût qu'il donne à l'eau (0,3 mg/L) ainsi que ses désagréments suite à sa précipitation (taches sur les vêtements lors de la lessive, sur les baignoires, etc.).

#### 2.5.6. Couleur réelle et apparente

La couleur dans l'eau est due à la présence d'ions métalliques (ex : fer, manganèse, cuivre), de substances organiques dissoutes et en suspension, de plancton ou de rejets

industriels fortement colorés. Ces substances et particules absorbent la lumière aux longueurs d'onde variant de 400 à 800 nm (Langlais *et al.* 1991). La couleur apparente mesurée dans l'eau inclut les substances en solution et la matière en suspension. Par contre, la couleur vraie correspond à la mesure réalisée sur des échantillons dont les particules en suspension ont été soustraites. Or, pour enlever ces particules, l'eau est passée sur un filtre de 0,45 µm [American Public Health Association (APHA), 1995].

La couleur est un paramètre important au point de vue esthétique. Une eau colorée n'est pas attirante et est responsable de la majorité des plaintes des consommateurs. La présence d'une couleur peut pousser le consommateur à chercher d'autres sources d'eau ou une eau plus coûteuse (Langlais *et al.* 1991). La recommandation en ce qui concerne la couleur est de 15 unités de couleur vraie [Santé Canada, 2004c; Environmental Protection Agency (EPA), 1996].

#### 2.5.7. Les bromates

Les bromates sont des sous-produits de désinfection. Ils sont des dérivés des bromures, une fois oxydés par l'ozone. Selon le ministère, l'eau ne doit pas contenir de bromates en concentration supérieure à 10 µg/L (MDDEP, 2005a). Selon l'EPA (2004), la consommation des bromates sur plusieurs années au-delà de la limite de 10 µg/L peut contribuer à augmenter les risques d'avoir un cancer. La formation de bromates dépend de la concentration des ions bromures, du pH, du carbone organique total (COT) dans l'eau brute et des conditions de traitement (dose d'ozone, durée du traitement) (Jasim, 1998).

#### 2.5.8. Les cyanures, le chrome

L'État de Guanajuato a une industrie minière importante qui extrait de l'argent ainsi que du cuivre, de l'or et d'autres minerais. Le cyanure est utilisé, entre autres, dans l'industrie de l'extraction et de la concentration de l'or (Santé Canada, 2004c). Ainsi, les cyanures peuvent se retrouver dans l'environnement et les cours d'eau servant de source pour la production d'eau potable.

Le chrome et d'autres composés chimiques, grandement utilisés dans l'industrie du tannage, ont des effets néfastes sur la santé humaine et l'environnement. L'industrie du cuir est un moteur économique de la ville de León, état de Guanajuato (Mexique 1999).

#### 2.5.9. Coliformes totaux, coliformes fécaux et le dénombrement des bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives (BHAA)

Les coliformes totaux comprennent plusieurs genres bactériens se retrouvant dans la flore intestinale normale. Cependant, la plupart des espèces se retrouvent aussi naturellement dans le sol, la végétation et aussi dans l'eau. L'analyse de ces coliformes totaux n'est pas considérée comme un indicateur de contamination fécale ou de risque sanitaire. La présence de coliformes totaux dans le système peut avoir plusieurs significations : la recroissance bactérienne, une déficience ou une absence de traitement (MENV, 2001).

Les coliformes fécaux sont un sous-groupe de bactéries faisant partie des coliformes totaux. L'analyse des bactéries *E. coli*, qui représentent environ 90% des coliformes fécaux, confirme que cette contamination est d'origine fécale. En effet, *E. coli* est la seule espèce bactérienne faisant partie du groupe des coliformes (totaux et fécaux)

qui soit strictement d'origine fécale humaine ou animale (MENV, 2001). Sa présence est une indication de l'existence possible de virus entériques. Cependant, comme ces derniers sont plus résistants à la désinfection, l'absence de *E. coli* ne signifie pas nécessairement que les virus entériques sont également absents (Santé Canada, 2004b).

Le décompte des bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives (BHAA) vise à estimer la population bactérienne générale dans l'eau. Si elles dépassent le seuil de 500 BHAA UFC/ml, elles entrent en compétition directe avec les coliformes totaux et masquent leur présence en empêchant le développement des colonies de coliformes (MENV, 2001).

#### 2.5.10. Spores

L'absence d'organismes fécaux indicateurs ne signifie pas que l'eau potable est exempte d'une contamination microbienne. Les protozoaires, certaines spores de bactéries et quelques entérovirus sont plus résistants à la désinfection et peuvent être présents en eau potable (OMS, 2004c). Dans l'environnement, leurs présences dans l'eau de surface, vivants ou morts, est une réalité qu'il ne faut pas prendre à la légère. Généralement, ces organismes ne prolifèrent pas dans l'eau. Au contraire, ils adoptent une étape de repos (kystes, oocystes) parce que le milieu n'est pas favorable à leur développement (OMS, 2004c). Certaines spores ne représentent pas de risque pour la santé humaine comme par exemple celles du genre *Bacillus* (Barbeau *et al.*, 1999). Par contre, les kystes de protozoaires comme *Giardia* ou les oocystes de *Cryptosporidium* peuvent infecter l'être humain et/ou les animaux. Les conditions d'infection dépendent de la souche et de la dose infectieuse minimale ingérée (ex : 1 à 50 kystes, 10 à 100 oocystes) (Santé Canada, 1999).

## **CHAPITRE III**

### **DISCUSSION DES RÉSULTATS**

#### **3.1 ESSAIS PRÉLIMINAIRES SUR LES EAUX QUÉBÉCOISES**

##### **3.1.1 Caractéristiques des eaux brutes**

Les caractéristiques physico-chimiques des eaux brutes provenant de la rivière des Outaouais, de la rivière Saint-Maurice, de la rivière Portneuf, de la rivière Malbaie choisies pour représenter les conditions rencontrées par les utilisateurs de la technologie testée sont exposées dans le tableau 3.1. Il est important de noter que dans les tableaux de cette section, la température de l'eau sert à identifier si l'échantillon analysé est issu de tests effectués en eau chaude ou eau froide.

Globalement, en comparant les caractéristiques physico-chimiques des rivières sélectionnées (tableau 3.1) avec les caractéristiques d'autres rivières du territoire québécois (tableau 3.2), les données recueillies sont similaires à celles trouvées dans la littérature. Il faut prendre en considération que le type de sol, les villes et villages, les industries et le type de couvert forestier rencontrés tout au long de l'écoulement de l'eau modifient les caractéristiques biophysiques de l'eau. Les concentrations de fer mesurées dans les eaux brutes concordent avec ce qu'on retrouve dans la littérature. Selon Santé Canada (2004c), la concentration de fer dans les eaux de surface du Canada est généralement inférieure à 10 mg/L.

**Tableau 3.1 :** Caractéristiques physico-chimiques des eaux provenant de la rivière des Outaouais, de la rivière Saint-Maurice, de la rivière Portneuf, de la rivière Malbaie.

Rivières	T (°C)	pH	Conductivité (µS/cm)	Turbidité (UTN)	Couleur apparente (PtCo)	Couleur vraie (PtCo)	Fer (mg/L)
des Outaouais	15,0	6,50	100	8,4	57,2	57,6	0,17
St-Maurice	17,2	7,34	30	1,9	58,3	41,1	0,26
Portneuf	19,7	7,39	110	8,2	61,8	12,1	0,27
Malbaie	19,8	7,31	93	3,5	47,3	19,9	0,34

**Tableau 3.2 :** Valeurs médianes (1988-1991) des critères de la qualité de l'eau enregistrées à l'embouchure de cinq rivières du territoire québécois.

Rivières	pH	Conductivité (µS/cm)	Turbidité (UTN)	Couleur vraie (PtCo)	Coliformes fécaux (UFC/100 ml)
Des Mîles-Îles	7,5	137	3,7	19,5	1900
Jacques-Cartier	7,0	52	1,5	24,0	102
Richelieu	7,8	183	6,0	12,0	158
Saint-François	7,8	180	4,2	27,5	155
Matapédia	7,9	173	0,5	7,0	18

Adapté de : Ministère de l'environnement du Québec, 1993. État de l'environnement au Québec, 1992.

Le tableau 3.3 présente les caractéristiques microbiologiques des eaux brutes de la rivière des Outaouais, de la rivière Saint-Maurice, de la rivière Portneuf et de la rivière Malbaie. Le nombre de coliformes totaux se situe entre 200 et 13400 UFC/100 ml, tandis que le nombre de coliformes fécaux se trouve entre 60 et 345 UFC/100 ml.

**Tableau 3.3 :** Caractéristiques microbiologiques des eaux brutes provenant de la rivière des Outaouais, de la rivière Saint-Maurice, de la rivière Portneuf et de la rivière Malbaie.

Rivières	Coliformes totaux (UFC/100 ml)	Coliformes fécaux (UFC/100ml)	E.coli (UFC/100 ml)	BHAA (UFC/100 ml)
des Outaouais	200	80	16	TNTC
St-Maurice	1600	320	200	63000
Portneuf	785	60	35	82500
Malbaie	13400	345	300	188000

UFC = unités formant des colonies ; TNTC = too numerous to count.

Pour compléter l'analyse microbiologique, des échantillons d'eau ont été envoyés au laboratoire de la Chaire en eau potable de la Polytechnique pour faire analyser leur contenu en spores. Les résultats montrent que les eaux brutes contiennent entre 53 à 860 spores par 10 ou 100 ml, selon l'analyse faite. Cependant, le test ne précise pas l'origine des spores, bactéries ou protozoaires, la ou les souches présentes ni leur viabilité. Des analyses faites par Payment et Franco (1993), sur des eaux prélevés dans la région de Montréal, ont révélé une concentration d'oocystes de *Cryptosporidium* et de kystes de *Giardia* pouvant aller jusqu'à 1200/100 L et 2800/100 L respectivement. Par contre, il est difficile de comparer les résultats obtenus par la Chaire et ceux publiés dans la littérature étant donné que des volumes beaucoup plus grands ont été utilisés par Payment et Franco (1993) (100 L) comparativement à 10 ou 100 ml dans le cas présent.

### 3.1.2. Caractéristiques des eaux traitées

#### 3.1.2.1. Physico-chimique

Les caractéristiques physico-chimiques des eaux traitées provenant de la rivière des Outaouais, de la rivière Saint-Maurice, de la rivière Portneuf, de la rivière Malbaie



sont résumées au tableau 3.4. Pour les quatre rivières, le traitement n'a pas modifié le pH de l'eau. Selon le RQEP, toutes les valeurs de pH observées sont acceptables : le pH de l'eau ne doit pas être inférieur à 6,5 et supérieur à 8,5. La couleur vraie de toutes les eaux traitées est inférieure et correspond au seuil recommandé par Santé Canada (2004c) de 15 PtCo et moins. Lors des tests, le traitement a rabattu la concentration de fer de toutes les eaux sous la valeur cible du RQEP, soit 0,3 mg/L. Pour chacune des rivières, les valeurs de conductivité ont peu variés car la filtration sur CA et l'ozonation ne sont pas des moyens efficaces pour diminuer les minéraux dissous dans l'eau.

Toutes les eaux traitées sont sous la valeur cible du RQEP ( $\leq 1$  UTN) sauf pour les eaux traitées (chaude et froide) de la rivière des Outaouais. Il est connu que la turbidité n'a aucun effet direct sur la santé. Cependant, elle peut interférer avec la désinfection et fournir un milieu propice pour la croissance microbienne (EPA, 2004). Toutefois, le tableau 3.6 ne montre aucune présence de bactéries fécales ou totales dans les eaux traitées de la rivière des Outaouais.

**Tableau 3.4 :** Mesures physico-chimiques des eaux traitées provenant de la rivière des Outaouais, de la rivière Saint-Maurice, de la rivière Portneuf et de la rivière Malbaie.

Rivières	Eau	pH	Conductivité (uS/cm)	Turbidité (UTN)	Capp (PtCo)	CV (PtCo)	Fer (mg/L)
des Outaouais	Brute 15 °C	6,5	100	8,4	57,2	57,6	0,17
	Traitée 15°C	7,4	109	1,6	11,0	9,0	0,11
	Traitée 4,9°C	6,9	95	1,5	12,1	6,2	0,11
St-Maurice	Brute 17,2°C	7,3	30	1,9	58,3	41,5	0,26
	Traitée 17,2°C	7,1	34	0,3	4,6	3,5	0,16
	Traitée 2,1 °C	7,4	32	0,4	5,6	3,7	0,16
Portneuf	Brute 19,7 °C	7,3	110	8,2	61,8	12,2	0,26
	Traitée 19,7 °C	7,4	121	0,3	0	0,1	0,05
	Traitée 5 °C	7,4	111	0,8	7,4	0,6	0,09
Malbaie	Brute 19,8°C	7,3	93	3,5	47,3	19,8	0,33
	Traitée 19,8 °C	7,3	96	0,3	1,9	0	0,17
	Traitée 1,8 °C	7,5	94	0,3	2,4	0,2	0,17

Des échantillons d'eau traitée ont également été envoyés au Laboratoire d'expertise en analyse environnementale du Québec pour connaître la concentration en bromate contenue dans ceux-ci. Les résultats observés en ce qui concerne la concentration en bromate sont sous la limite de détection de l'appareil ( $2 \mu\text{g/L}$ ) pour l'eau traitée de toutes les rivières sauf celle de Portneuf qui a une concentration de  $4 \mu\text{g/L}$ . Selon le RQEP, l'eau ne doit pas contenir de bromate en concentration supérieure à  $10 \mu\text{g/L}$ . Les résultats obtenus ne dépassent donc pas la valeur réglementée.

#### 3.1.2.2. Ozone résiduel

Les figures 3.1 et 3.2 présentent les courbes d'ozone résiduel en eau chaude et en eau froide des rivières à l'étude. Le premier point de chaque courbe correspond à la fin du remplissage et le début de la recirculation.

Les courbes d'ozone en eau chaude des quatre rivières (figure 3.1) montrent des concentrations en ozone à 15 minutes moins élevées et un délai plus court pour revenir à  $0 \text{ mg/L}$  que pour les courbes d'ozone en eau froide (figure 3.2). Deux facteurs expliquent ces différences. D'une part, lorsque la température de l'eau augmente, l'ozone est moins soluble et moins stable (Langlais *et al.*, 1991). Par contre, cette instabilité de l'ozone ne se reflète pas dans une baisse de l'efficacité de traitement. D'autre part, une diminution de la température rend les réactions chimiques plus lentes (Vollhardt et Schore, 1995).

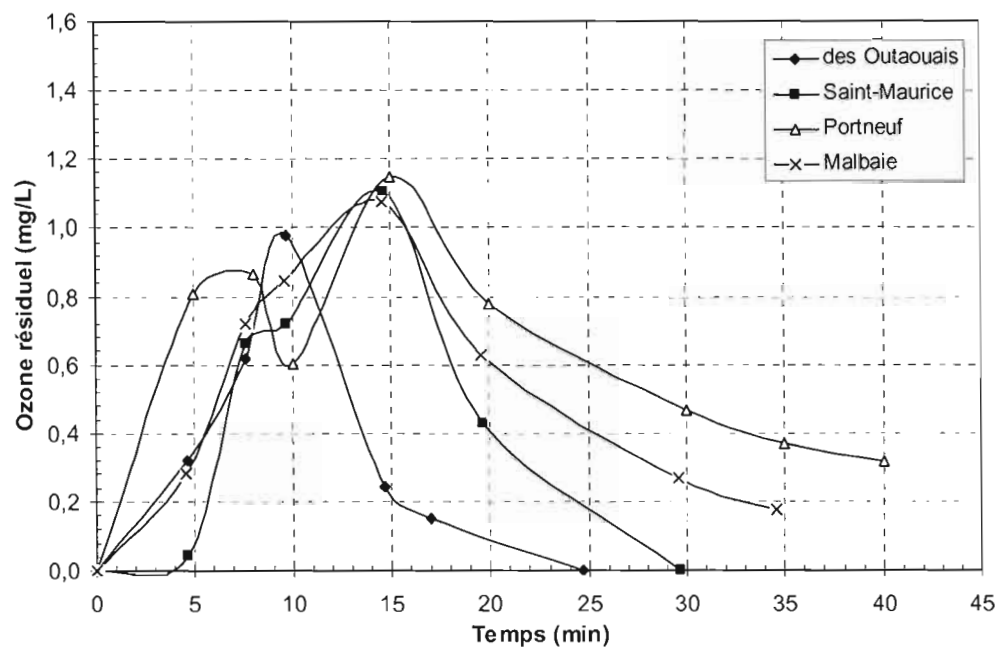


Figure 3.1 : Courbes d’ozone résiduel en eau chaude de la rivière des Outaouais, de la rivière Saint-Maurice, de la rivière Portneuf et de la rivière Malbaie.

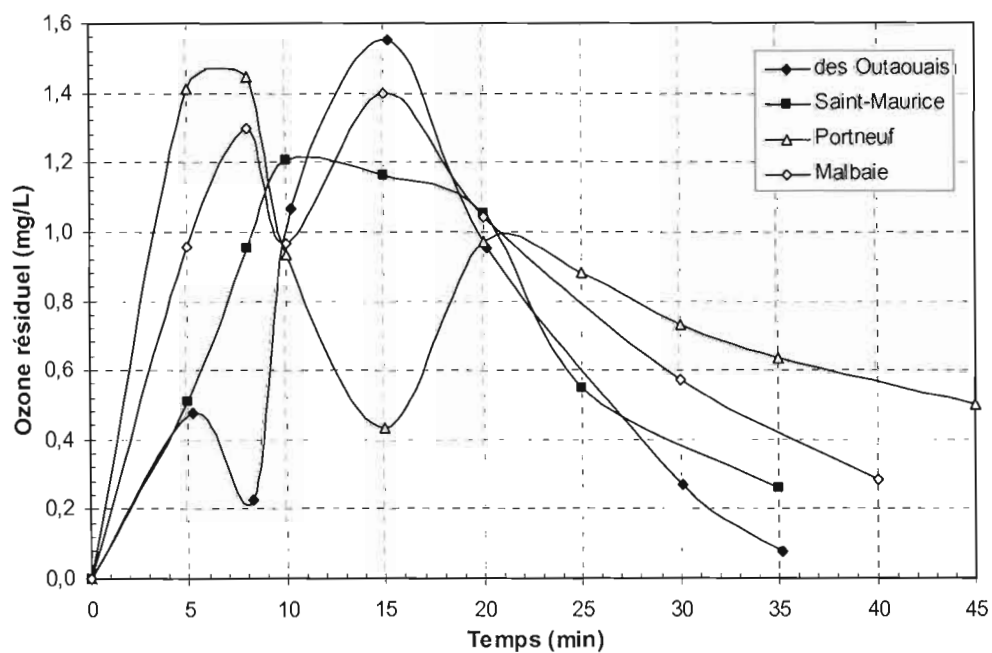


Figure 3.2 : Courbes d’ozone résiduel en eau froide de la rivière des Outaouais, de la rivière Saint-Maurice, de la rivière Portneuf et de la rivière Malbaie.

Les différents creux observables sur certaines courbes des figures 3.1 et 3.2 seraient dus à une molécule ou à un groupe de molécules présentes dans l'eau qui seraient difficilement oxydables au début du traitement. Cependant, cette molécule ou groupe de molécules deviendraient, après quelques minutes de traitement, facilement oxydable par l'ozone d'où la chute de la concentration de l'ozone résiduel dans l'eau. Par la suite, une fois que la molécule ou groupe de molécules seraient oxydées, la concentration de l'ozone dans l'eau remonterait.

La demande en ozone de ces eaux, le délai d'atteinte de la valeur maximale d'ozone résiduel ainsi que le temps que prend l'ozone à revenir à 0 mg/L varient d'une eau à l'autre, tant pour les eaux froides et que les eaux chaudes (figure 3.1 et 3.2). Cela montre que les eaux sont distinctes d'un point de vue physico-chimique. L'éventuel utilisateur de la technologie devra porter attention à cette particularité et s'assurer de faire un traitement adéquat, qui consiste à appliquer un traitement suffisamment long pour garantir la qualité de l'eau.

#### 3.1.2.3. Microbiologie

Les analyses microbiologiques réalisées portaient sur la mesure des coliformes totaux (CT) et fécaux (CF) et les bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives (BHAA).

Les résultats relatifs à ces paramètres, obtenus sur les différentes eaux traitées par le système portatif, sont présentés au tableau 3.5. Pour l'ensemble des conditions testées en termes de types d'eaux et de température, les résultats montrent que les eaux traitées répondent toutes aux valeurs de qualités microbiologiques du RQEP relatives aux coliformes totaux et fécaux. Les résultats obtenus pour les BHAA sont nettement inférieurs à la valeur cible de 500 UFC /ml. Il est également nécessaire d'ajouter qu'à

ce jour, aucun lien n'a pu être établi entre les dénombrements élevés de BHAA et l'apparition de maladies entériques dans la population (MENV, 2001).

**Tableau 3.5 :** Mesures microbiologiques des eaux provenant de la rivière des Outaouais, de la rivière Saint-Maurice, de la rivière Portneuf et de la rivière Malbaie.

Rivières	Eau	CT (UFC/100 ml)	CF (UFC/100ml)	E.coli (UFC/100 ml)	BHAA (UFC/100 ml)
des Outaouais	Brute 15°C	200	80	16	TNTC
	Intermédiaire 15°C	0	0	0	93
	Traitée 15°C	0	0	0	11
	Intermédiaire 4,9°C	0	0	0	151
	Traitée 4,9°C	0	0	0	9
Saint- Maurice	Brute 17,2 °C	1600	320	200	63000
	Intermédiaire 17,2°C	0	0	0	22
	Traitée 17,2°C	0	0	0	1
	Intermédiaire 2,1 °C	0	0	0	33
	Traitée 2,1 °C	0	0	0	0
Portneuf	Brute 19,7 °C	785	60	35	82500
	Intermédiaire 19,7 °C	1	0	0	18
	Traitée 19,7 °C	0	0	0	0
	Intermédiaire 5 °C	0	0	0	11*
	Traitée 5 °C	0	0	0	5
Malbaie	Brute 19,8 °C	13400	345	300	188000
	Intermédiaire 19,8 °C	2	0	0	40
	Traitée 19,8 °C	0	0	0	0
	Intermédiaire 7 °C	5	0	0	20
	Traitée 7 °C	0	0	0	0

\*Erreur de manipulation : UFC/150 ml; CT = coliformes totaux; CF = coliformes fécaux.

Par ailleurs, le traitement s'est avéré efficace, peu importe la température de l'eau. Selon Masschelein (1980), les variations de température comprise entre 0 et 37 °C affectent relativement peu l'efficacité désinfectante de l'ozone. De plus, pour bien observer l'efficacité de la désinfection, des échantillons intermédiaires ont été recueillis au cours du remplissage, plus précisément à 3 minutes 15 secondes après la

mise en marche du système. Encore une fois, les résultats obtenus montrent que les eaux traitées, aux temps intermédiaires, répondent aussi aux objectifs de qualités microbiologiques. Par conséquent, en pratique, un éventuel utilisateur de la technologie sur des eaux naturelles relativement peu chargées peut être confiant de la qualité de l'eau traitée après un cycle complet (5 minutes).

Suite au traitement, le nombre de spores a grandement diminué tant pour l'eau chaude que pour l'eau froide (tableau 3.6). Le pourcentage de diminution varie entre 90% et 99,99%. Les spores restant après le traitement, pour chacune de ces rivières, ne sont pas identifiées (souches et nature) et leur viabilité n'est également pas précisée. Cependant, le fournisseur du filtre au CA indique que le filtre enlève 99,9% (3 Log) des oocystes de *Cryptosporidium* et des kystes de *Giardia*. Donc, les résultats et les spécificités émises par le fournisseur du filtre nous indiquent que les spores qui traverseraient ne seraient probablement pas des spores de parasites.

**Tableau 3.6** : Résultats de l'analyse des spores sur les eaux provenant de la rivière des Outaouais, de la rivière Saint-Maurice, de la rivière Portneuf et de la rivière Malbaie.

Rivières	T(°C)	Nombre de spores détectés	
		Eau brute Analyses réalisées sur 10 et 100 ml	Eau traitée Analyses réalisées sur 800 ml
des Outaouais	15,0	53	5,6
	4,9	-	2,4
St-Maurice	17,2	65	0,5
	2,1	-	0,4
Portneuf	19,7	860	< 0,1
	5,0	-	1,0
Malbaie	19,8	107	< 0,1
	1,8	-	2,3

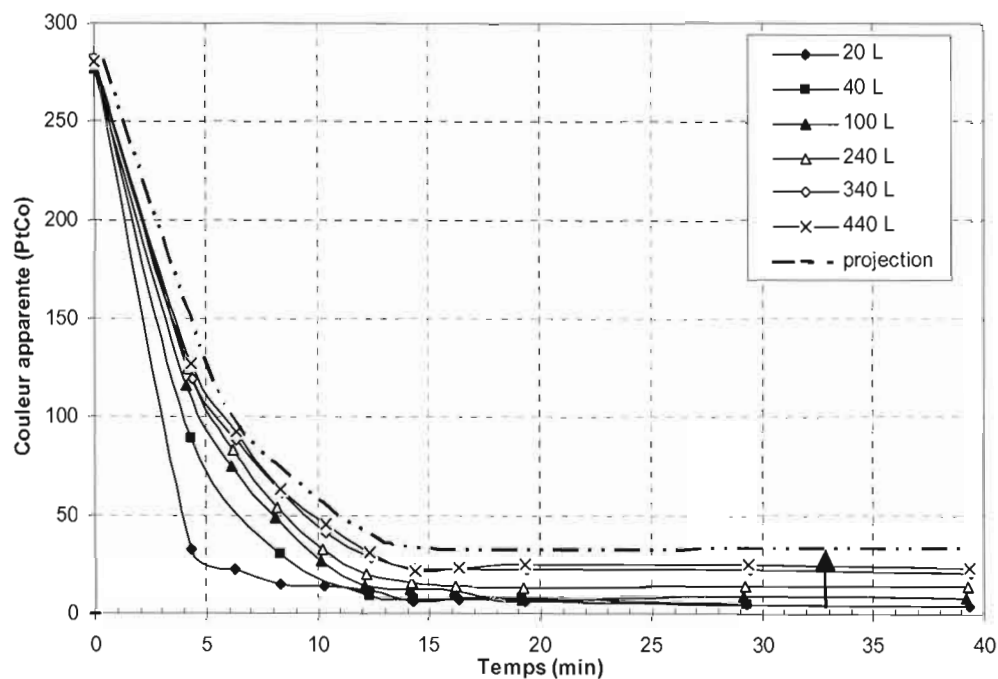
### 3.2. ESSAIS SUR LES EAUX SYNTHÉTIQUES

#### 3.2.1. Matière organique

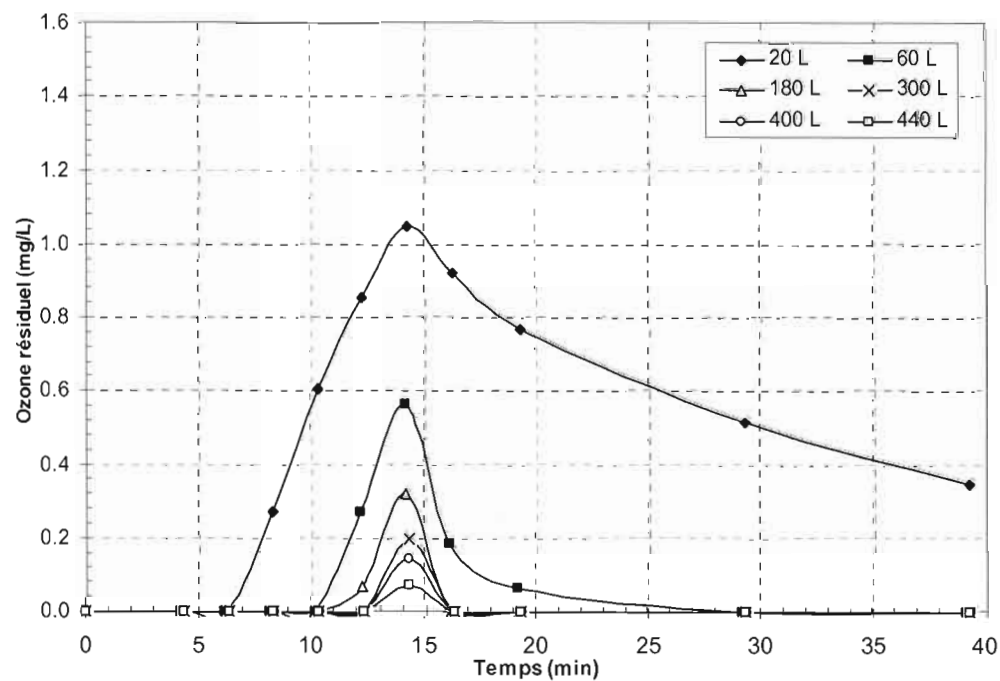
L'eau brute synthétique additionnée de MO avait une Capp moyenne de 285 PtCo pour les 22 essais réalisés. Chacun de ces essais était réalisé à partir d'un nouveau 20 L de la même eau brute. La figure 3.3 montre les courbes de la couleur apparente (Capp) obtenues pour différents volumes d'eau traitée. De plus, la figure ne présente qu'une partie des résultats, soit 20 L, 40 L, 100 L, etc.

À 20 L, la courbe n'a pas le même aspect que les autres volumes. Lors du premier traitement, le filtre serait plus apte à adsorber la MO, d'où la courbe plus basse. Ensuite, on observe qu'à chaque nouveau traitement, l'eau présente une couleur résiduelle plus prononcée que la précédente. Ainsi, plus le nombre de traitements augmente, moins la Capp est enlevée. Le trait en pointillé montre une courbe projetée arbitraire si les expériences s'étaient poursuivies avec le traitement de plusieurs centaines de litres supplémentaires. Cette augmentation graduelle de la Capp dans l'eau se reflète également sur les courbes d'ozone résiduel de la figure 3.4. L'ozone résiduel diminue progressivement, à mesure que le nombre de litres traités augmente.

L'ozone peut réagir avec la MO dans l'eau et celle adsorbée sur le CA (Mondaca *et al.*, 2000). Plus le nombre de litres traités augmente, plus il y a de la MO qui s'accumule sur le filtre. Ainsi, à chaque nouveau cycle de traitement, la demande en ozone sur le filtre de CA augmente, d'où la diminution de l'ozone résiduel dans l'eau. Également, l'ozone consommé sur le filtre n'est plus disponible pour dégrader la MO présente dans l'eau. Ce qui explique qu'à chaque nouveau traitement, la courbe est plus colorée que la précédente.



**Figure 3.3 :** Variation de la couleur apparente en fonction du temps de différents volumes traités d'une eau additionnée de MO.



**Figure 3.4 :** Variation de l'ozone résiduel en fonction du temps à différents volumes traités d'une eau additionnée de MO.



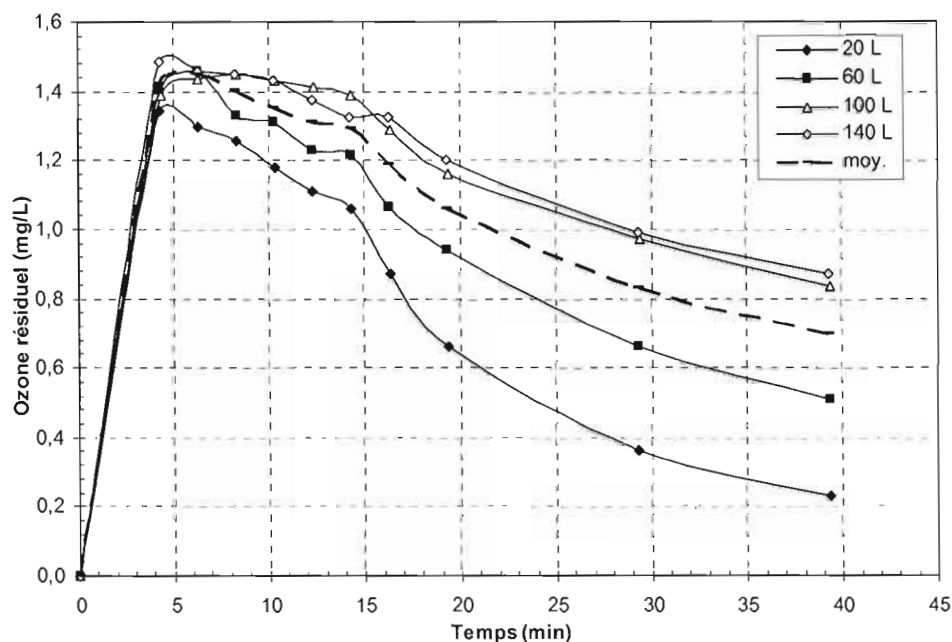
Par ailleurs, en observant attentivement la forme de la courbe de l'ozone 20 L de la figure 3.4, elle montre une absence d'ozone résiduel dans l'eau lors des premières minutes, soit de 0 à 6 minutes plus précisément. Plus le nombre de litres traités augmente, plus l'absence d'ozone résiduel persiste en durée suite au démarrage de l'essai. Ce phénomène s'interprète par la quantité croissante de MO disponible initialement et à être oxydée sur le filtre au CA. Parallèlement, sous l'action prolongée de l'ozone, la MO produit des composés stables sous forme de  $C_3$  et  $C_2$ . La dégradation de ces formes stables est plus lente (Mondaca *et al.*, 2000). Donc, une portion grandissante de l'ozone injecté pourrait être consommée préférentiellement par la MO adsorbée sur le filtre au CA et diminuant la portion d'ozone dans l'eau.

### 3.2.2. Matière inorganique

Dans cette partie, les eaux produites seront identifiées en fonction de la valeur de la turbidité simulée à base de kaolin, soit 10 UTN, 30 UTN et 60 UTN.

Pour les fins de comparaison, la concentration de l'ozone résiduel a été suivie suite au traitement répétitif de différents volumes d'eau distillée (figure 3.5). Les résultats démontrent que l'ozone résiduel augmente avec le nombre de litres traités.

Ce phénomène résiderait dans le fait que, d'une part, l'ozone réagit avec le CA pour former des radicaux  $OH\cdot$  (Sanchez-Polo et Rivera-Utrilla, 2003; Sanchez-Polo *et al.*, 2005). D'autre part, les sites réactifs sur le CA ne réagissent qu'une seule fois (Sanchez-Polo et Rivera-Utrilla, 2003). Donc, plus le nombre de traitements augmente, moins il y a de sites actifs présents sur le CA pour transformer l' $O_3$  en  $OH\cdot$ . Ceci se constate sur la figure par l'augmentation de la concentration d'ozone résiduel avec le nombre de litres traités.

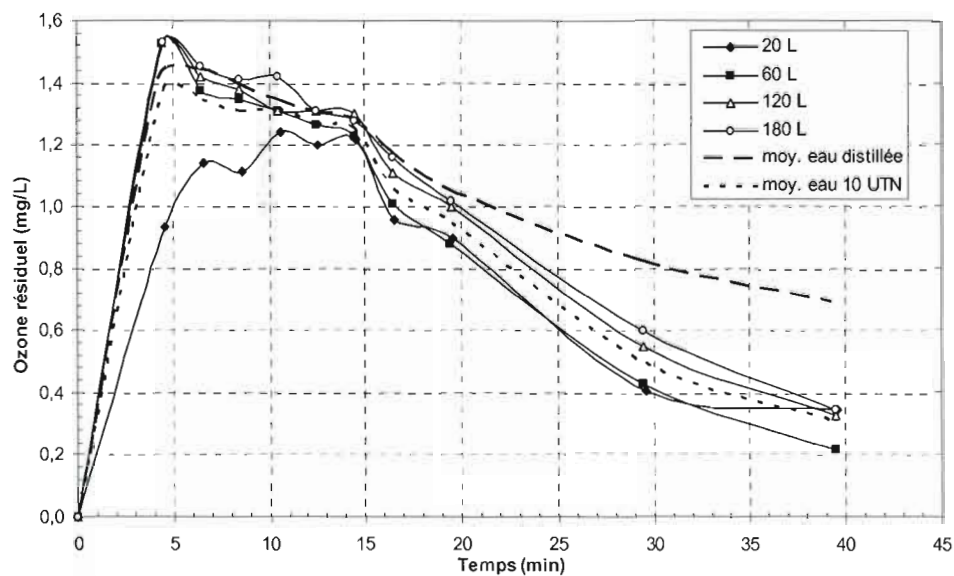


**Figure 3.5 :** Variation de l’ozone résiduel à différents volumes traités d’eau distillée.

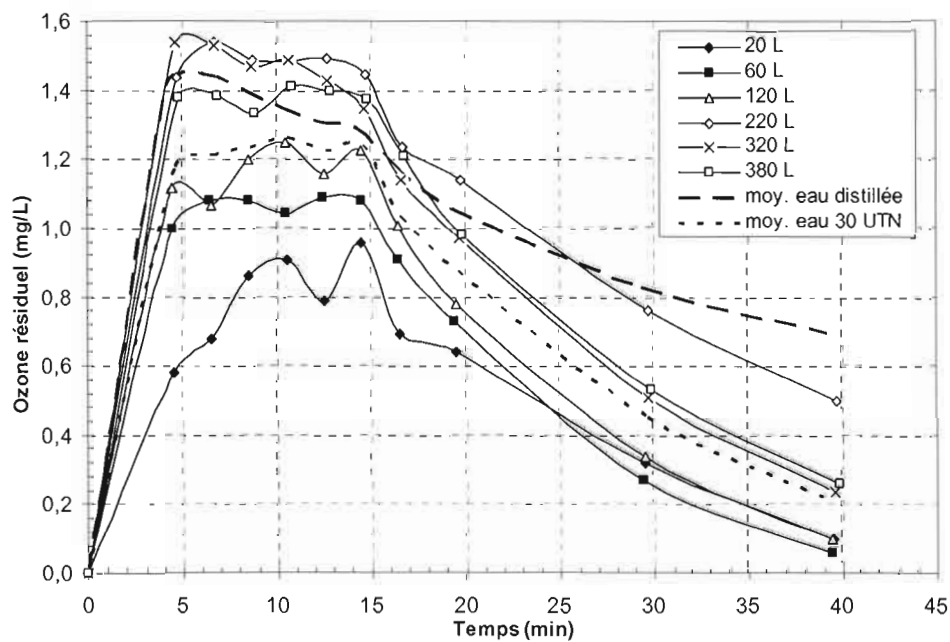
L’allure des courbes d’ozone résiduel des figures 3.6, 3.7 et 3.8 se rapproche de l’allure de la courbe moyenne de l’eau distillée. Ce résultat était attendu puisque l’ozone ne devrait pas réagir avec la turbidité composée de matière inorganique (kaolin). Néanmoins, les valeurs moyennes d’ozone résiduel illustrées par les courbes obtenues pour les eaux brutes 10, 30 et 60 UTN persistent à rester inférieures à celles de l’eau distillée.

L’argile agit un peu comme du CA en fournissant une surface interne et externe pour une interaction avec de la MO (Stevenson, 1982). Le kaolin utilisé lors de ces travaux pourrait contenir une faible quantité de MO. Elle pourrait être restée adsorber malgré les procédés industriels utilisés pour purifier l’argile. Les courbes des trois figures (3.6, 3.7 et 3.8) montrent d’ailleurs que plus la quantité de kaolin augmente moins les courbes d’ozone résiduel sont élevées. Cependant, il n’est pas permis d’affirmer que cette réaction sera la même avec d’autres types d’argile parce que les

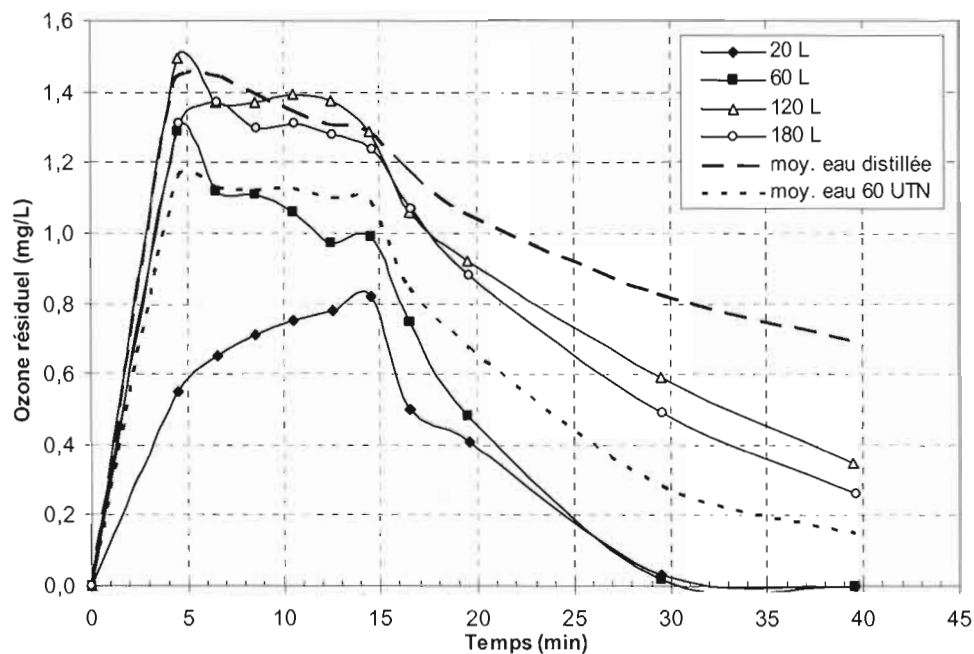
forces et interactions sont dépendantes des charges et de la nature de l'argile (Stevenson, 1982).



**Figure 3.6 :** Variation de l'ozone résiduel en fonction du temps de différents volumes traités d'une eau contenant que de la turbidité à 10 UTN.

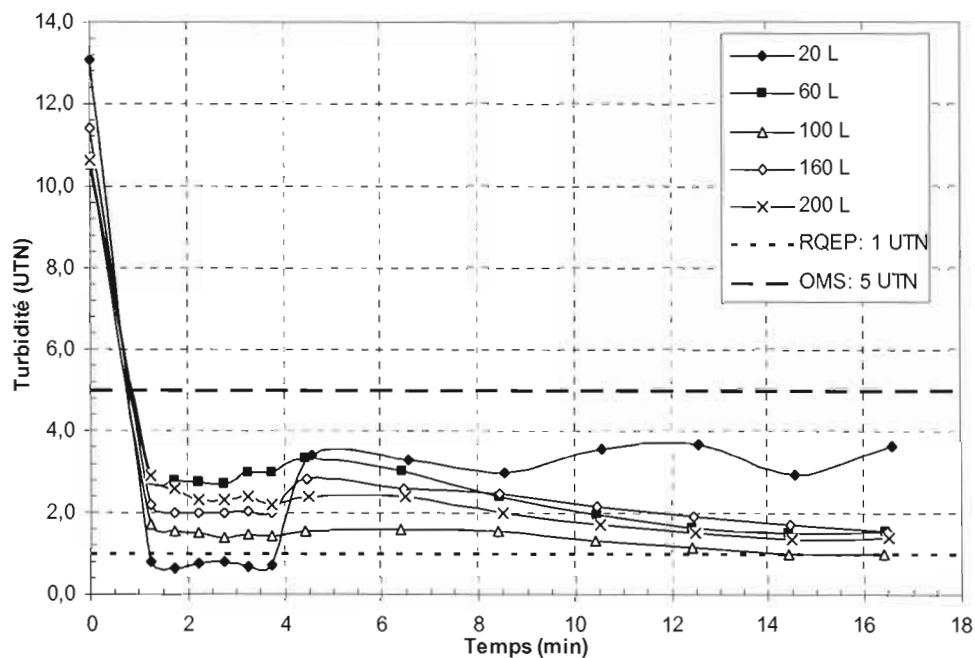


**Figure 3.7 :** Variation de l'ozone résiduel en fonction du temps de différents volumes traités d'une eau contenant que de la turbidité à 30 UTN.



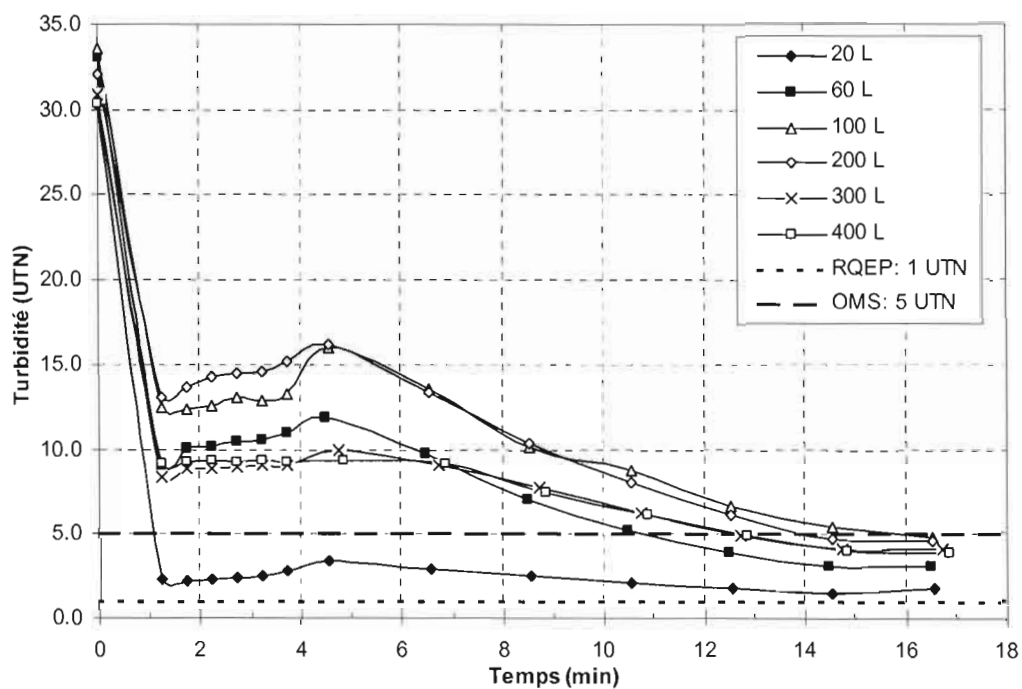
**Figure 3.8 :** Variation de l'ozone résiduel en fonction du temps de différents volumes traités d'une eau contenant que de la turbidité à 60 UTN.

Les figures (3.9, 3.10 et 3.11) illustrent respectivement la turbidité obtenue en fonction du temps lors du traitement cumulatif des différents volumes d'eau brute (10, 30 et 60 UTN).

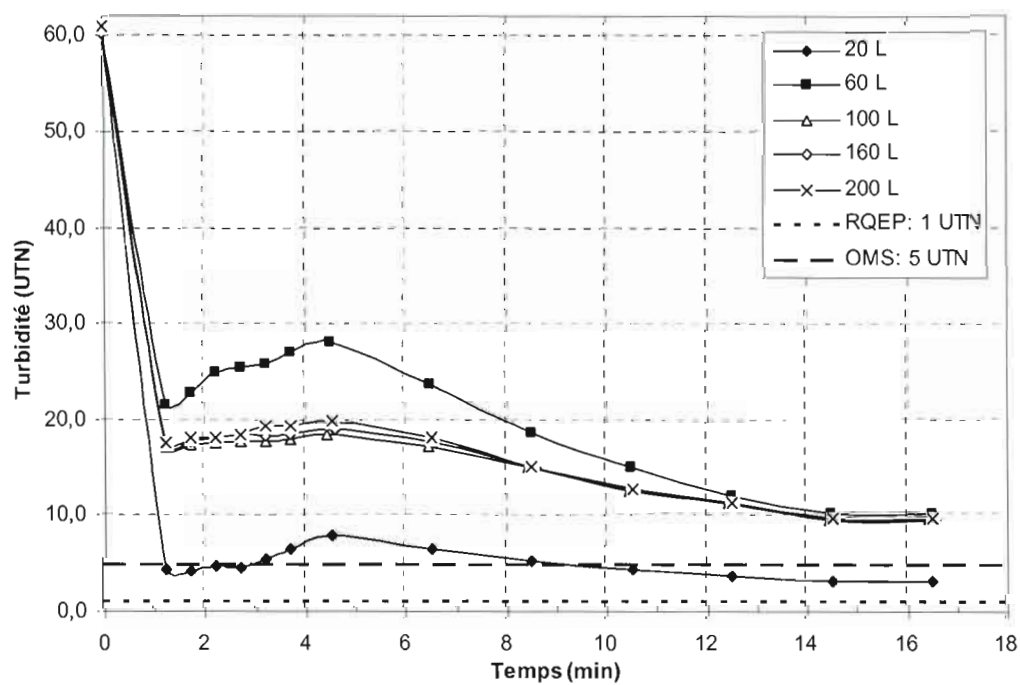


**Figure 3.9 :** Variation de la turbidité en fonction du temps de différents volumes traités d'eau à 10 UTN.

Chaque courbe présente une légère hausse près de la quatrième minute. Cette hausse concorde avec l'arrêt du remplissage et la mise en recirculation de l'eau. Lors de cette étape, la valve à trois voies change le parcours de l'eau, ce qui créerait un effet hydraulique de « coup de bélier » qui remettrait en circulation des particules solides adsorbées sur le filtre au CA. Par contre, la courbe de 20 L de l'eau 10 UTN (figure 3.9) réagit plus fortement. L'eau brute à 10 UTN contient moins de particules que les deux autres, ce qui signifie que le filtre au CA serait moins sollicité lors du premier traitement avec l'eau 10 UTN qu'avec les deux plus chargées (30 et 60 UTN). Ainsi, les eaux plus chargées compacteraient plus facilement les particules au travers les grains du CA. Ce compactage rendrait les MES moins sensibles au coup de bélier, d'où la différence entre les courbes obtenues avec les eaux brutes à 10 et 30 UTN ou à 60 UTN.



**Figure 3.10 :** Variation de la turbidité en fonction du temps de différents volumes traités d'eau à 30 UTN.



**Figure 3.11 :** Variation de la turbidité en fonction du temps de différents volumes traités d'eau à 60 UTN.

Les figures 3.9 à 3.11 permettent de mettre en évidence que même après 200 L, la turbidité de l'eau à 10 et 30 UTN est diminuée sous la valeur de 5 UTN. Ces valeurs de turbidité sont satisfaisantes pour la norme mexicaine et celle de l'Organisation mondiale de la santé. Par contre, face à la valeur réglementée du RQEP, ces résultats sont inadéquats.

La figure 3.11 montre les courbes de la turbidité en fonction du temps de différents volumes traités de l'eau 60 UTN. Cependant, compte tenu de l'apparence d'une telle eau, il serait surprenant qu'un utilisateur éventuel essaie de la traiter. Nonobstant, la technologie a démontré d'excellents rendements avec des allures assez semblables à celles observées sur les eaux moins chargées en particules (10 UTN et 30 UTN). Toutefois, la turbidité tend à diminuer à une valeur 10 UTN, ce qui n'est pas acceptable selon les normes mexicaines (annexe), de l'OMS et du RQEP.

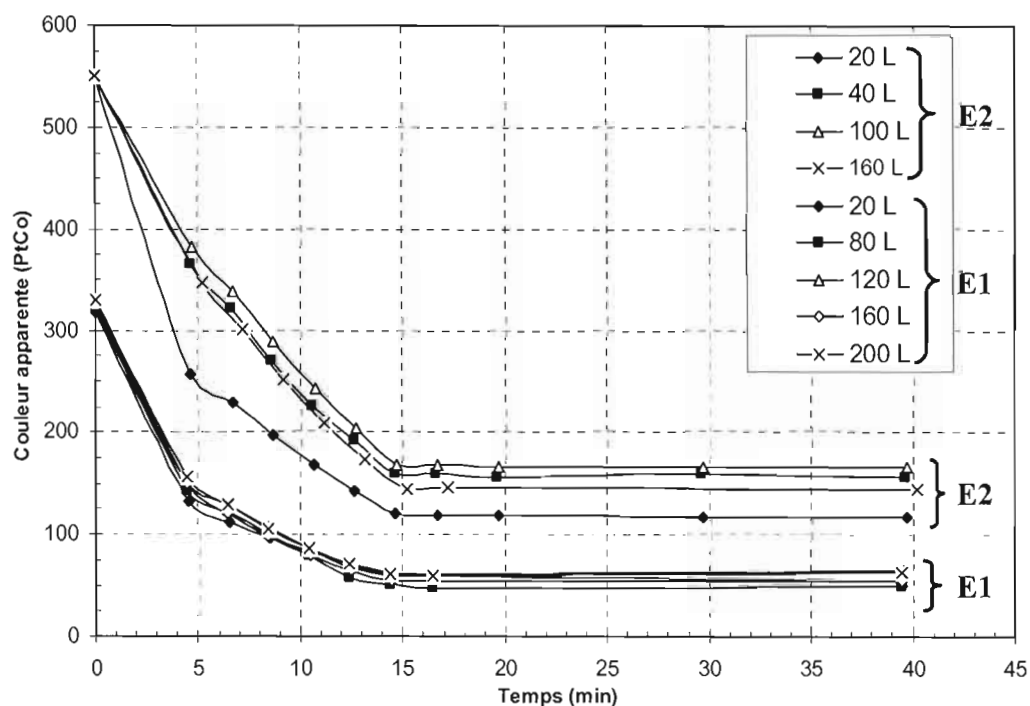
### 3.2.3. Matière organique et matière inorganique

Dans cette section, l'eau moins chargée sera appelée E1 et l'eau plus chargée E2. L'eau E1 présentait une turbidité de 29 UTN, une CApp de 325 et une CV de 35. En ce qui concerne l'eau E2, la turbidité s'établissait à 28 UTN alors que la CApp était supérieure à 550 avec une CV de 20. Le choix de ces caractéristiques pour E1 et E2 est justifié par une volonté d'obtenir rapidement des observations sur le comportement de la technologie. Pour tester les limites du traitement dans un temps raisonnable, il fallait être en mesure d'accentuer les phénomènes présents en quelques centaines de litres d'où l'intérêt des fortes charges employées.

La variation de la CApp en fonction du temps de différents volumes traités des eaux E1 et E2 est illustrée à la figure 3.12. Les courbes n'ont pas la même allure que les courbes de la CApp d'une eau additionnée de MO (figure 3.3). Pour cette dernière, la

Capp de toutes les courbes oscille près de 25 PtCo. Pour l'eau E1, la valeur de la Capp approche 50 PtCo. L'ajout de turbidité perturberait le comportement du traitement face à la MO.

La courbe 20 L de E2 est un peu décalée par rapport aux autres courbes de E2. Le CA, au début de l'essai, est plus apte à adsorber la MO. Donc, la première courbe est plus basse que les autres.

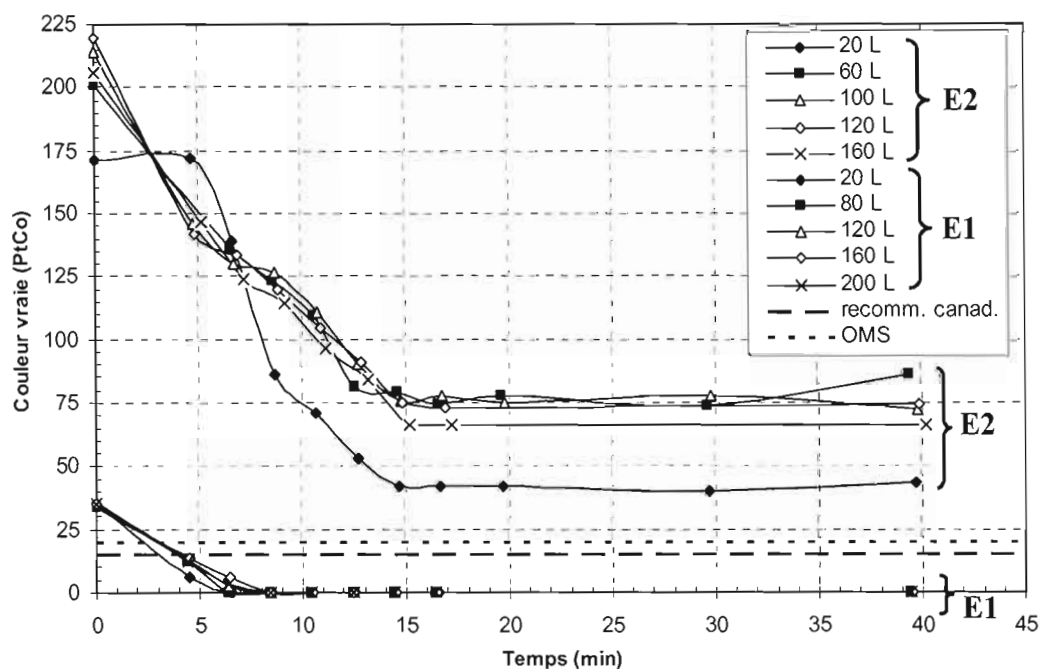


**Figure 3.12 :** Variation de la couleur apparente en fonction du temps de différents volumes traités des eaux E1 et E2.

La Capp d'E2, à l'arrêt du traitement (15 minutes), varie entre 150 et 175 PtCo selon les volumes traités. Sa couleur vraie (CV) oscille, quant à elle, à près de 75 PtCo (figure 3.13). Cela signifie que sa Capp est causée, à la fois par la turbidité et la



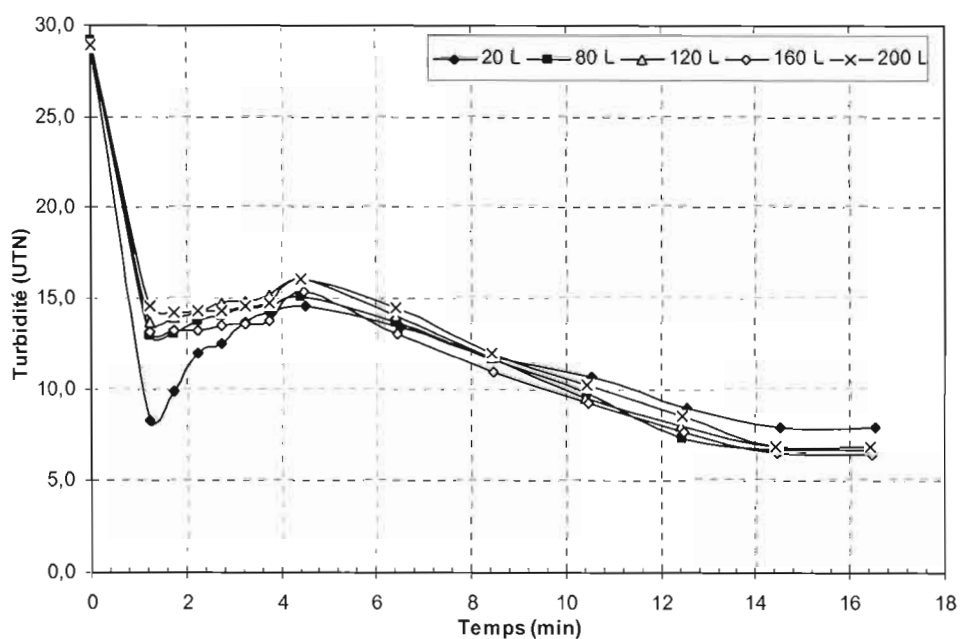
MO, comparativement à E1 où, à l'arrêt du traitement (15 minutes), il n'y a pas plus de CV (figure 3.13). Par conséquent, la Capp de E1 est uniquement due à la présence de turbidité et la quantité d'ozone injecté a été suffisante pour dégrader toute la MO en solution (non fixée sur la turbidité) contenue dans l'eau. L'incapacité de l'ozone à tout oxyder la MO de E2 est expliquée par la quantité largement plus grande de MO dans cette eau comparativement à l'eau E1.



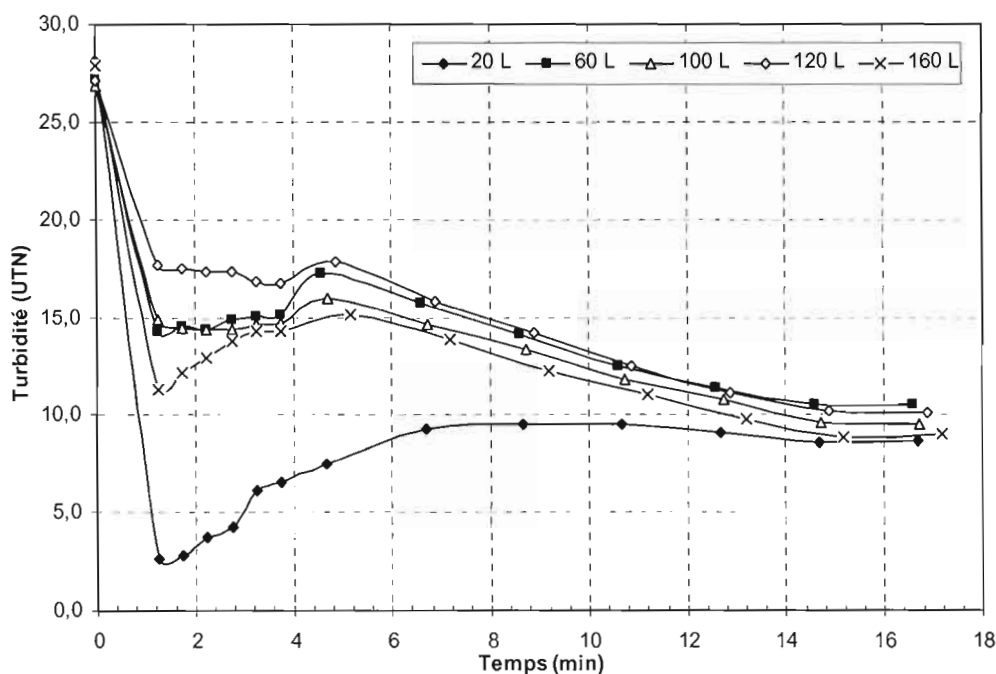
**Figure 3.13 :** Variation de la couleur vraie en fonction du temps de différents volumes traités des eaux E1 et E2.

Les courbes de la turbidité en fonction du temps pour les eaux E1 et E2 sont illustrées sur les figures 3.14 et 3.15 respectivement. La plupart des courbes présentent une légère hausse près de la quatrième minute. Cette hausse serait provoquée par un effet hydraulique de coup de béliet qui remettrait en circulation les particules solides.

L'aspect des courbes de turbidité de E1 et E2 ressemble à l'aspect des courbes de l'eau 30 UTN (figure 3.10). Cependant, les valeurs de turbidité de 30 UTN sont sous 5 UTN tandis que pour E1 et E2, les valeurs sont rabattues vers 7 UTN et 10 UTN respectivement. Les sites d'adsorption sur le CA sont convoités par les particules et la MO. Donc, plus il y a de la MO dans l'eau, moins il y a de sites qui fixent les particules de turbidité. Il est possible qu'en allongeant le temps de traitement, l'ozone parviendrait à dégrader de la MO adsorbée sur le CA et libérerait ainsi des sites pour la MES, et la turbidité diminuerait.



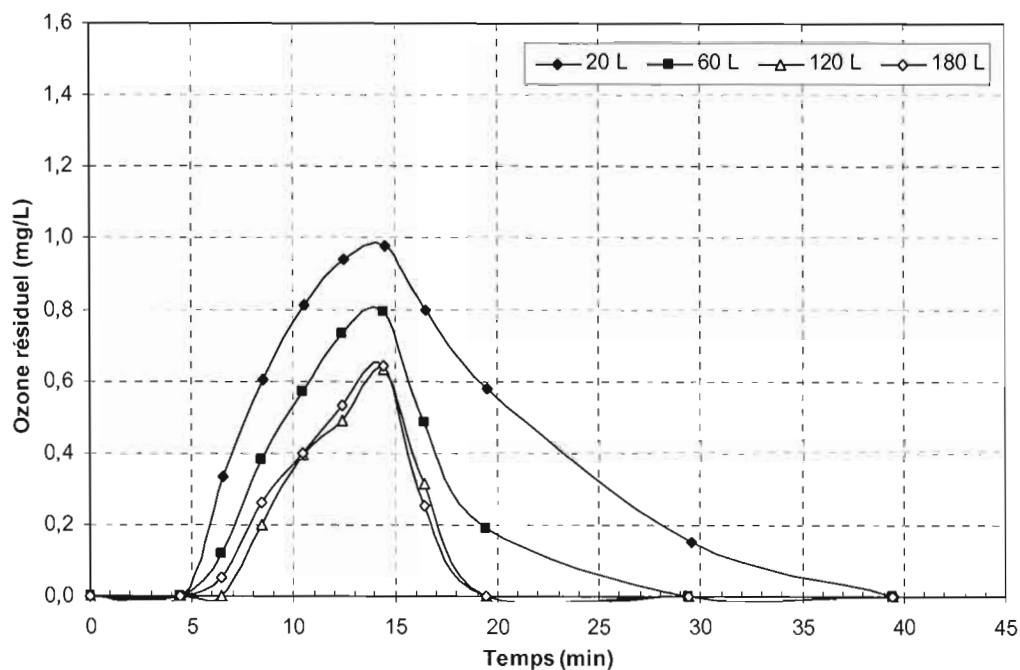
**Figure 3.14 :** Variation de la turbidité en fonction du temps de différents volumes traités de l'eau E1.



**Figure 3.15 :** Variation de la turbidité en fonction du temps de différents volumes traités de l'eau E2.

L'aspect des courbes d'ozone de l'eau E1 (figure 3.16) ressemble davantage aux courbes d'ozone résiduel d'une eau additionnée de MO (figure 3.4) que celles de l'eau 30 UTN (figure 3.7). Ce résultat était attendu puisque la turbidité d'origine inorganique ne serait pas consommée par l'ozone. Ainsi, l'allure des courbes d'ozone résiduel de E1 est gouvernée par les réactions de l'ozone avec la MO.

Les concentrations d'ozone résiduel de l'eau E1 (figure 3.16) et de l'eau synthétique ne contenant que de l'acide humique (figure 3.4) augmentent moins rapidement, au cours des premières minutes de traitement, comparativement aux concentrations d'ozone résiduel des quatre eaux naturelles (figure 3.1 et 3.2). Ces résultats peuvent être explicables par le fait que la quantité de MO est beaucoup plus importante dans l'eau synthétique que dans l'eau naturelle, donc que l'ozone est complètement consommé par la MO dans les premières minutes dans l'eau synthétique.



**Figure 3.16 :** Variation de l'ozone résiduel en fonction du temps de différents volumes traités de l'eau E1.

L'eau E2 n'avait pas d'ozone résiduel dans aucun des volumes traités. La quantité de MO était trop élevée et l'ozone a été entièrement consommé.

### 3.3. ESSAIS SUR LES EAUX MEXICAINES

#### 3.3.1. Caractéristiques des eaux brutes

Les caractéristiques physico-chimiques des eaux brutes prélevées et mises à l'essai au Mexique, des eaux du barrage de Guanajuato (presa), d'un mélange fait entre l'eau presa et l'eau du robinet (mélange) et d'une eau souterraine (souterraine) sont synthétisées au tableau 3.7.

L'un des échantillons d'eau brute presa recueillis avait une turbidité de 480 UTN et une couleur apparente au-dessus de 550 PtCo. Cet échantillon d'eau n'a pas été pris en considération lors du calcul de la moyenne pour l'eau presa (tableau 3.7). Ceci explique pourquoi la turbidité et la couleur de cette eau sont plus basses que le mélange. Comparativement aux caractéristiques physico-chimiques des eaux brutes québécoises (tableau 3.1 et 3.2), les eaux présentées au tableau 3.7 sont significativement plus chargées.

**Tableau 3.7 :** Caractéristiques physico-chimiques moyennes des eaux brutes presa, mélange et souterraine.

Eau	pH	Turbidité (UTN)	Conductivité (mS/cm <sup>2</sup> )	Fer (mg/L)	Couleur apparente (PtCo)	Couleur vraie (PtCo)
Presa	7,2	36,1	0,214	0,43	250	17
Mélange	7,6	41,9	0,299	0,26	266	11
Souterraine	7,8	6,65	0,431	0,06	55	15

Les caractéristiques microbiologiques des eaux brutes presa et souterraine sont identiques en ce qui a trait au nombre de coliformes totaux, soit de 240 NPP/100 ml. Les coliformes fécaux sont de 49 NPP/100 ml (eau presa) et 33 NPP/100 ml (souterraine).

### 3.3.2. Caractéristiques des eaux traitées

#### 3.3.2.1. Physico-chimiques

Les tableaux 3.8, 3.9 et 3.10 montrent les résultats physico-chimiques des eaux traitées de presa et de mélange respectivement.

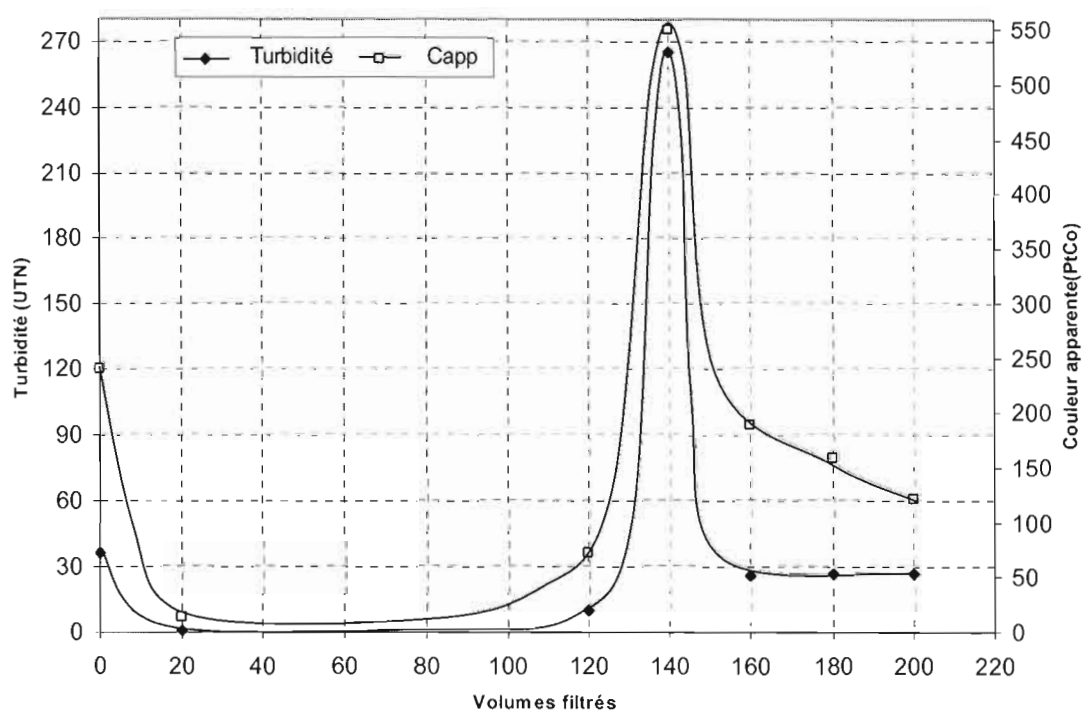
Les résultats sur l'eau presa du tableau 3.8 démontrent qu'après 120 L d'eau traitée dans le système, la turbidité résiduelle atteinte est de 10,6 UTN. Donc, la norme mexicaine de 5 UTN a été dépassée avant 120 L d'eau. En conséquence, le traitement continu avec une eau brute naturelle ayant une turbidité moyenne de 36,1 UTN atteint rapidement la limite de performance de la technologie.

**Tableau 3.8** : Résultats de mesures physico-chimiques de l'eau presa avant (brute) et après le traitement (traitée).

# litres	Eau	pH	Turbidité (UTN)	Conductivité (mS/cm <sup>2</sup> )	Fer (mg/L)	Couleur apparente (PtCo)	Couleur vraie (PtCo)
20	Brute	7,20	36,5	0,222	0,43	240	13
	Traitée	7,12	1,16	0,191	0,01	14	3
120	Traitée	7,05	10,6	0,217	0,08	72	10
140	Brute	7,38	487	0,113	≥ 3,30	≥ 550	36
	Traitée	7,36	265	0,117	2,94	≥ 550	16
160	Brute	7,81	28,0	0,331	0,24	198	11
	Traitée	7,80	26,3	0,314	0,22	190	11
180	Brute	7,77	39,2	0,317	0,37	277	11
	Traitée	7,68	26,5	0,320	0,17	159	10
200	Brute	6,97	39,2	0,249	0,32	230	10
	Traitée	6,91	26,5	0,258	0,14	122	9

De 160 à 200 litres, le traitement rabat la CV sous la norme mexicaine de 20 PtCo. Il y aurait un élément chimique qui colore faiblement l'eau mais que le traitement ne peut enlever. De plus, de 20 à 200 L, le pH et la conductivité restent stables. Donc, il ne se produit pas de réactions chimiques qui perturberaient la physico-chimie des ions présents dans l'eau. De plus, ces variables sont acceptables face à la norme mexicaine.

Les courbes de la turbidité et de la couleur en fonction des volumes filtrés de l'eau presa (figures 3.17) et la courbe du fer en fonction des volumes filtrés de l'eau presa (figure 3.18) montrent le comportement de l'équipement face à cette eau.

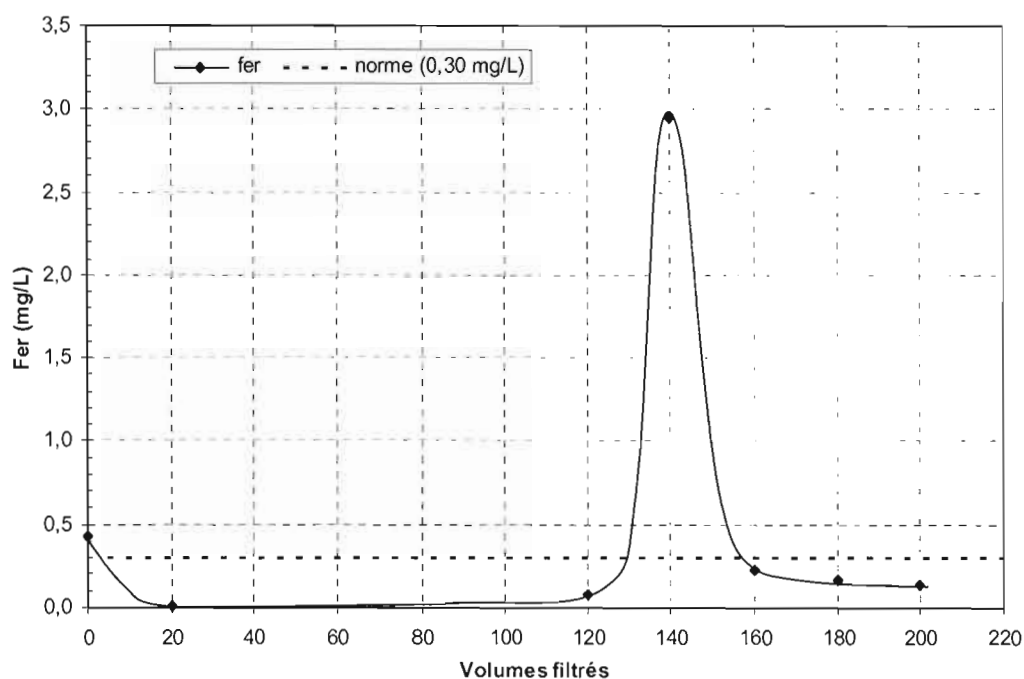


**Figure 3.17 :** Variation de la turbidité et de la couleur apparente en fonction des volumes traités de l'eau presa.

Les résultats montrent que même après le traitement d'une eau fortement chargée, le traitement permet de diminuer la Capp et la turbidité de manière significative. Toutefois, même si la turbidité a grandement diminué, elle est demeurée au-dessus de la norme mexicaine.

À la figure 3.18, la technologie permet, suite au traitement d'une eau fortement chargée (140 L), de diminuer la concentration de fer sous la norme mexicaine de 0,30 mg/L aux volumes traités subséquents.

Malgré ces rabaissements, globalement le traitement n'est plus fiable suite à une eau fortement chargée, même si quelques paramètres reviennent à des valeurs acceptables. En conséquence, le traitement avait atteint la limite de performance de la technologie avec 120 L.



**Figure 3.18 :** Variation du fer en fonction des volumes traités de l'eau presa.

Le tableau 3.9 montre les mesures physico-chimiques de l'eau mélange. La turbidité de l'eau brute, à chacun des volumes, varie entre 38 et 45 UTN. La Capp de ces mêmes eaux brutes varie entre 245 et 280 PtCo. Après 60 L d'eau traitée, la norme mexicaine de 5 UTN n'est plus respectée. Par contre, le fer est abaissé sous la norme



mexicaine même après 160 L. De plus, le pH et la conductivité restent une fois de plus à des valeurs acceptables selon la norme mexicaine.

**Tableau 3.9 :** Résultats de mesures physico-chimiques de l'eau mélange avant (brute) et après le traitement (traitée).

# litres	Eau	pH	Turbidité (UTN)	Conductivité (mS/cm <sup>2</sup> )	Fer (mg/L)	Capp (PtCo)	CV (PtCo)
20	Brute	7,17	38,1	0,302	0,25	259	11
	Traitée	7,23	1,83	0,300	0,02	27	10
60	Brute	7,65	44,7	0,295	0,27	274	12
	Traitée	7,76	7,23	0,295	0,05	58	10
100	Brute	7,81	43,5	0,296	0,22	272	11
	Traitée	7,81	11,7	0,297	0,06	83	10
120	Brute	7,83	42,5	0,302	0,23	280	10
	Traitée	7,67	10,8	0,304	0,07	71	10
160	Brute	7,49	40,9	0,299	0,32	245	10
	Traitée	7,44	12,7	0,303	0,08	85	10

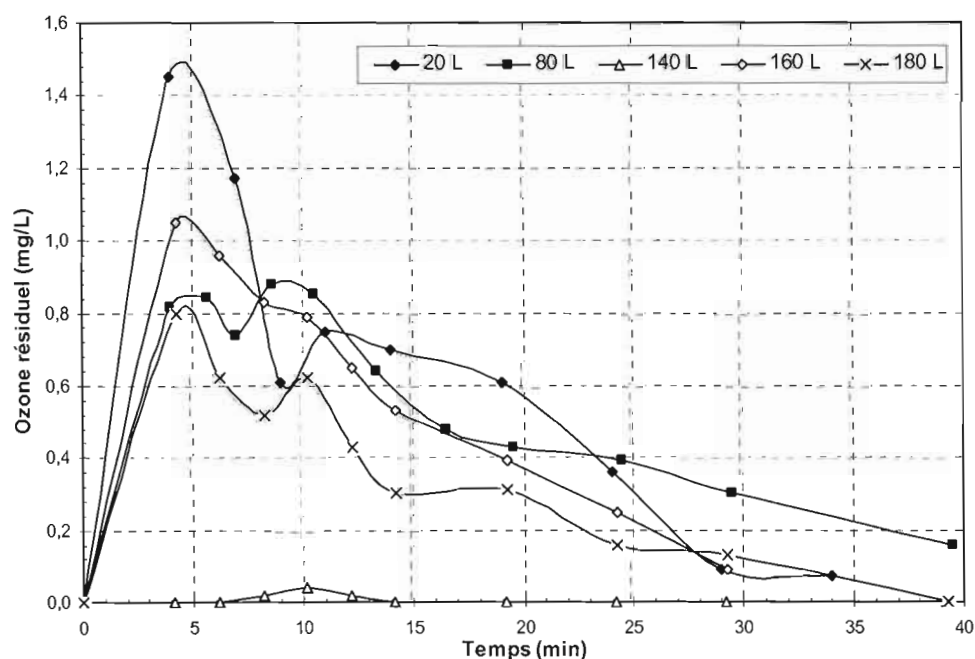
Les résultats physico-chimiques des expériences faites sur l'eau souterraine sont présentés au tableau 3.10. Après 60 L, la turbidité de l'eau traitée est à 1,3 NTU. En comparant avec les valeurs de turbidité obtenue sur les eaux presa (tableau 3.8) et de mélange (tableau 3.9), il est probable que la norme de 5 NTU puisse être dépassée entre 100 et 200 L. Cependant, les valeurs de fer, de pH et de la conductivité demeurent acceptables d'après la norme mexicaine.

**Tableau 3.10 :** Mesures physico-chimiques d'une eau souterraine avant (brute) et après le traitement (traitée).

# litres	Eau	pH	Turbidité (NTU)	Conductivité (mS/cm <sup>2</sup> )	Fer (mg/L)	Capp (PtCo)	CV (PtCo)
20	Brute	7,75	6,65	0,431	0,06	55	15
	Traitée	8,01	0,58	0,437	0,02	23	9
60	Traitée	7,86	1,31	0,432	0,01	21	9

### 3.3.2.2. Ozone résiduel

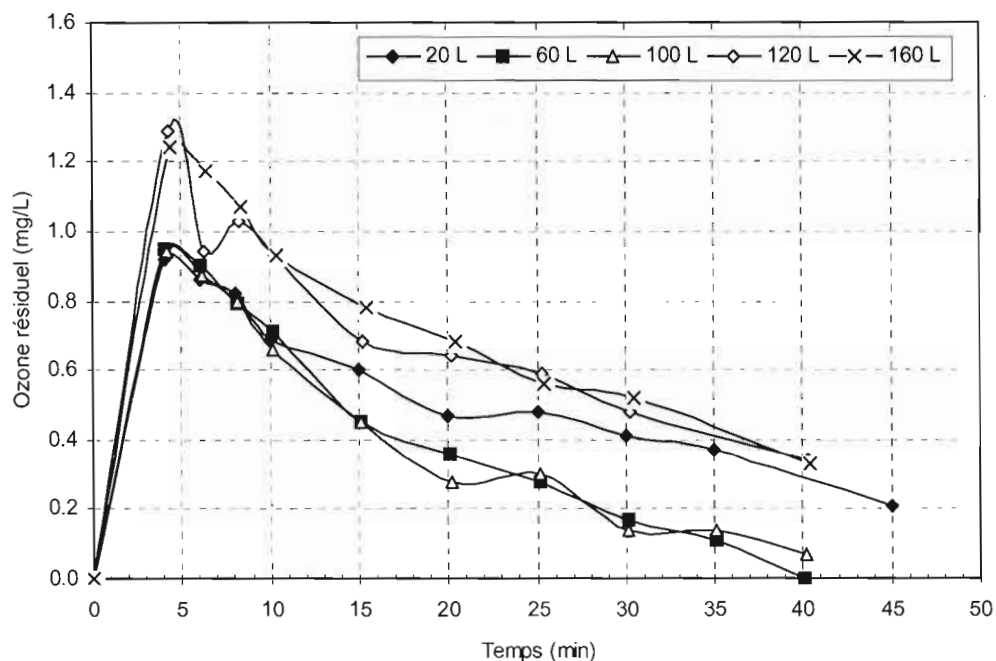
Sur les courbes d'ozone résiduel de l'eau presa de 20 à 180 L (figure 3.19), le premier point de chaque courbe correspond à la fin du remplissage et le début de la recirculation.



**Figure 3.19 :** Variation de l'ozone résiduel en fonction du temps de différents volumes traités de l'eau presa.

La courbe de 20 L n'a pas le même aspect que les autres courbes d'ozone (figure 3.19). Lors du premier traitement, le filtre serait plus apte à adsorber la MO. Ainsi, la concentration de l'ozone résiduel augmenterait parce qu'il y aurait moins de MO oxydable par l'ozone dans l'eau. Cette hypothèse devrait se confirmer en observant les courbes de 20 L d'ozone résiduel sur les autres eaux testées. Cependant, en comparant la figure 3.19 avec la figure 3.20 (eau de mélange), la courbe de 20 L de cette dernière n'a pas la même réaction. Également, les courbes de 20 L des figures 3.1 et 3.2 (eaux québécoises) ne montrent pas une concentration résiduelle d'ozone significativement plus élevée que les autres volumes traités. Les analyses physicochimiques réalisées ne permettent pas d'expliquer cette réaction sur l'eau de presa. Les réactions chimiques qui prennent place lors de l'ozonation de l'eau naturelle sont complexes (Rositano *et al.*, 2001). Donc, sur l'eau de presa, il y aurait une importante interaction, lors du premier traitement, entre l'ozone, le filtre au CA et les éléments chimiques présents dans l'eau.

La courbe 140 L correspond au traitement de l'eau chargée vu précédemment au tableau 3.8 (turbidité de 487 UTN, etc.). Les courbes de 160 L et 180 L reviennent à un niveau semblable à la courbe de 80 L, ce qui est une démonstration de la récupération du système suite au traitement d'une eau de très mauvaise qualité.



**Figure 3.20 :** Variation de l'ozone résiduel en fonction du temps de différents volumes traités de l'eau mélange.

### 3.3.2.3. Microbiologie

Les résultats obtenus du laboratoire *Laquimia*, présentés au tableau 3.11, démontrent que le traitement appliqué sur les eaux presa et souterraine élimine parfaitement bien les coliformes fécaux et totaux. Cependant, la turbidité peut nuire au dénombrement des bactéries par une sous-évaluation du nombre de bactéries par la technique du nombre le plus probable. Le dénombrement des bactéries se fait en supposant que chaque colonie sur le milieu de culture représente une seule bactérie. Il est possible que la croissance de nombreuses bactéries adsorbées à la surface d'une particule ne produise qu'une seule colonie. Ainsi, le nombre réel de bactéries serait sous-évalué (Santé Canada, 2004c).

**Tableau 3.11** : Résultats microbiologiques des échantillons d'eau presa et souterraine envoyés au Laboratoire *Laquimia*.

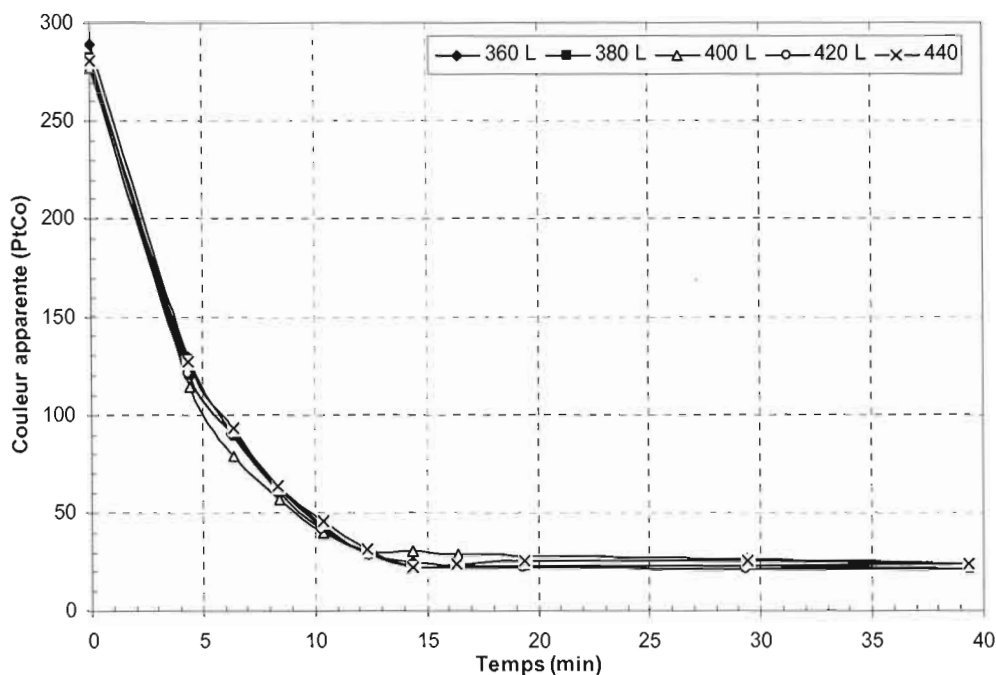
Eaux	Échantillons	CT (NPP <sup>1</sup> /100 mL)	CF NPP <sup>1</sup> /100 mL	Turbidité (UTN)
Presa	Brute	240	49	36,5
	Traitée 20 L	Non détectable	Non détectable	1,16
	Traitée 60 L	Non détectable	Non détectable	n.d. <sup>2</sup>
Souterraine	Brute	240	33	6,65
	Traitée 20 L	Non détectable	Non détectable	0,58
	Traitée 60 L	Non détectable	Non détectable	1,31

<sup>1</sup> NPP = nombre le plus probable, APHA, AWWA et WEF (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19<sup>e</sup> édition, éditée par Clescheri, L., Greenberg, A.E., et Trussell, R. R.. Washington, DC: American Public Health Association, pages multiples.

<sup>2</sup> n.d. : non disponible

### 3.4. RÉCUPÉRATION DES FILTRES

À quelques reprises, lors des expériences, des cycles de traitement avec une eau sans MO et turbidité ont été effectués avant de poursuivre avec l'eau à traiter, de manière à attaquer la MO présente sur le filtre (cycles de nettoyage). Ainsi, durant les expériences sur l'eau additionnée de MO, le système a subi trois cycles de nettoyage consécutifs entre les essais 380 L et 400 L (figure 3.21). Suite à ces lavages, les résultats n'ont démontré aucune amélioration particulière des rendements. Le même résultat a été constaté pour l'eau E2. Les trois lavages entre les essais 140 L et 160 L n'ont pas permis une récupération de l'efficacité du filtre (figure 3.13). Ce résultat a également été confirmé sur l'eau de mélange du Mexique où un lavage entre les essais 100 L et 120 L a été effectué (tableau 3.9). Donc, le traitement répété d'une eau propre dans le système ne régénère pas le CAP.



**Figure 3.21 :** Variation de la couleur apparente en fonction du temps de différents volumes traités de l'eau additionnée de MO.

Il est connu que l'ozone réagit avec la MO dissoute dans l'eau et celle qui est adsorbée sur le CA (Mondaca *et al.*, 2000). L'ozone agit également directement sur la composition chimique de la surface du CA (Sutherland *et al.*, 1996). La modification affecte précisément la surface d'adsorption. Celle-ci diminue à cause de l'augmentation des groupements oxygénés qui bloquent l'accès aux micropores, situé plus profondément dans la structure tridimensionnel du CA (Valdès *et al.*, 2002). Donc, les sites actifs gagnés indirectement par la destruction de la MO adsorbée sont compensés par la perte d'autres sites, due à la modification de la surface d'adsorption. C'est une hypothèse qui expliquerait que des cycles de nettoyage ne permettent pas de prolonger l'utilisation d'un filtre.

Ce résultat est important dans la mesure où un utilisateur pourrait croire que traiter une eau claire (robinet, eau de source en bouteille, etc.) lui permettrait d'économiser sur le coût de remplacement des filtres en croyant prolonger leur vie utile.

### 3.5 ROBUSTESSE ET LIMITES DE LA TECHNOLOGIE

Tout au long du projet, l'équipement a été soumis à différentes conditions de manipulation, de transport et d'utilisation. Aucun dysfonctionnement ou bris n'ont été rapportés malgré les nombreuses heures de fonctionnement, les quelques 2800 L d'eau traitée ainsi que les multiples déplacements effectués avec l'équipement. Cette robustesse constituait une exigence technique importante compte tenu que cet équipement sera avant tout destiné à des usages en régions éloignées.

Suite aux nombreux essais effectués, une évaluation générale de l'efficacité de la technologie en matière de traitement d'eau a pu être réalisée. L'eau presa (tableau 3.8) constituait un cas plutôt atypique de matrice chargée. La valeur cible pour la turbidité a rapidement été dépassée, soit avant que 120 L d'eau aient été traités. Cependant, la CV est demeurée, jusqu'à 200 L, à une valeur de  $10 \text{ PtCo} \pm 1$ , donc sous la valeur cible. En conséquence, face à une eau naturelle chargée, le filtre CA se colmate rapidement et il est alors nécessaire de procéder à son changement. Par contre, l'ozone couplé à la filtration (oxydation et adsorption sur le CA) permet d'éliminer suffisamment de MO pour maintenir la couleur vraie à une valeur résiduelle acceptable. Puisque que le lavage du filtre à l'eau claire ne prolonge pas leur vie utile, le remplacement fréquent du filtre au CA doit être envisagé lorsque les eaux sont chargées.

La concentration d'ozone résiduel lors d'essais répétitifs effectués sur des eaux synthétiques chargées en MO montre un schéma évolutif assez typique. Par exemple,

pour l'eau additionnée de MO, la concentration d'ozone dans l'eau diminue continuellement à chaque nouveau cycle (figure 3.4). Cette diminution s'observe également sur l'eau E1 (figure 3.16) alors que pour E2, aucun ozone résiduel n'a été détecté. Cette tendance démontre ainsi que la situation pourrait éventuellement devenir critique si la concentration d'ozone devient insuffisante pour éliminer les microorganismes. Des expérimentations complémentaires avec des analyses microbiologiques permettraient de confirmer cette hypothèse. Toutefois, ce comportement n'est pas observé sur les eaux naturelles québécoises et mexicaines où la concentration en ozone se maintient mieux d'un cycle à l'autre. La teneur plus faible en matière organique dans l'eau naturelle pourrait expliquer cette différence de comportement.

Les résultats d'essais menés avec des eaux synthétiques contenant de la turbidité uniquement ont permis de démontrer que la limite de la technologie pouvait être rapidement atteinte si la turbidité initiale de l'eau brute s'avère relativement élevée. Le traitement d'une eau présentant une turbidité initiale de 10 UTN n'a pas permis d'atteindre les objectifs réglementaires québécois et ce, dès le premier 20 L. Cependant, la limite internationale n'est pas atteinte, même au-delà de 200 L d'eau traitée. Les mêmes constats ont été obtenus pour l'eau à 30 UTN. En ce qui concerne l'eau à 60 UTN, les valeurs cibles québécoise et internationale ont été définitivement dépassées. Toutefois, la technologie n'a pas démontré de comportements irréguliers (variations brusques des courbes) lors du traitement de ces eaux fortement chargées en turbidité. En effet, les courbes des figures 3.9 à 3.11 présentent toutes un schéma évolutif typique, soit une diminution rapide de la turbidité avant deux minutes, une légère hausse de turbidité vers quatre minutes avec une diminution graduelle jusqu'à 16 minutes.

Globalement, les principales difficultés de traitement ont été observées lorsque les eaux (naturelles ou synthétiques) étaient fortement chargées. Les charges élevées,



telles qu'étudiées dans le cadre du présent projet, sont toutefois peu fréquentes dans les milieux naturels. Il est à noter que conformément à la fiche d'évaluation technique produite par le MDDEP, qui accepte l'implantation d'un projet de validation à l'échelle réelle, l'eau brute à traiter doit suivre des paramètres obligatoires maximum, dont une turbidité de 5 UTN et la présence de CF à 20 UFC/100 mL (MDDEP, 2005b). Ces valeurs sont significativement plus faibles par rapport à celles des eaux mises à l'essai.

La performance de l'équipement, en ce qui concerne l'abattement des microorganismes, reste l'élément fort de cette technologie. Toutes les eaux traitées lors des essais répondent aux valeurs cibles établies par les différents organismes gouvernementaux ou internationaux. De plus, la température de l'eau (eau froide et eau chaude) n'a pas fait ressortir de différences relatives à l'élimination des microorganismes.

## CONCLUSION

L'objectif de ce projet visait à évaluer l'efficacité et la robustesse d'un équipement de production d'eau potable portatif, pour ainsi mieux connaître ses limites et ses paramètres de contrôle, et à améliorer le niveau de compréhension des mécanismes mis en jeu lors du processus de traitement. La méthode utilisée pour atteindre cet objectif a été basée sur le guide de l'utilisateur de l'équipement. Pendant des essais, des échantillons d'eau ont été prélevés à intervalle régulier pour des analyses physico-chimiques et bactériologiques. Les paramètres physico-chimiques (turbidité, couleur, etc.) et bactériologiques (coliformes fécaux, totaux, etc.) couramment utilisés en traitement de l'eau ont été utilisés pour caractériser et analyser les eaux brutes et les eaux traitées. Les eaux étudiées proviennent de différents cours d'eau québécois et de cours d'eau accessibles autour de la ville de Guanajuato au Mexique. Des eaux synthétiques ont également été préparées en laboratoire. Lors des manipulations en laboratoire, aucune modification n'a été apportée à l'équipement, à l'eau brute et aux procédures décrites dans le guide de l'utilisateur fourni par *Aquagenex*.

Les résultats de cette étude font ressortir que l'eau traitée ne subit aucune modification de son pH et de sa conductivité pour les eaux québécoises et mexicaines. Si l'eau brute est fortement chargée en turbidité et en couleur, le critère de 1 UTN du RQEP ou de 5 UTN de la norme mexicaine est rapidement dépassé suite au traitement consécutif de quelques cuvées de 20 L. Toutefois, pour l'ensemble des conditions testées (types d'eaux et température), les résultats obtenus montrent que les eaux traitées répondent aux normes de qualités microbiologiques relatives aux coliformes totaux et fécaux. Et ce, même si quelques eaux ont présenté une valeur de turbidité légèrement au-dessus de 1 UTN suite à leur traitement. Les résultats des BHAA obtenus sur les eaux québécoises sont inférieurs au RQEP. Également, le

contre, l'analyse de spores ne précise pas l'origine, les souches et la viabilité des spores restant.

Une conclusion à tirer sur les mécanismes mis en jeu lors du processus de traitement entre l'ozone et le CA est que leur interaction est intime et complexe. L'ozone agit directement sur la surface du CA en modifiant des groupements chimiques et les sites d'adsorption du CA. Également, de part ces modifications, l'ozone forme de radicaux  $\text{OH}\cdot$  très réactifs qui augmente sa capacité d'oxydation. Cependant, toutes ces interactions dépendent de la température et du pH de l'eau, des caractéristiques du CA et des éléments (turbidité, MO) présents dans l'eau. Également, la turbidité peut agir comme adsorbant tout comme le CA. L'explication des réactions qui entrent en jeu lorsque de l'eau naturelle est traitée deviennent alors très complexes.

Sur les eaux synthétiques testées, la technologie ne respecte pas les limites de turbidité et de couleur imposées par la réglementation. Cependant, les eaux naturelles atteignent rarement les niveaux de couleur et de turbidité simulés. Les eaux synthétiques servaient avant tout à pousser la technologie à ses limites de traitement. Si un utilisateur faisait face à une situation où l'eau est très chargée, une suggestion serait de chercher une autre source d'eau brute plus acceptable. Advenant, que cette eau est la seule alternative, la durée du traitement pourrait être doublée passant de 10 à 15-20 minutes. En conséquence, une diminution de la turbidité serait possiblement observée et permettrait à l'ozone de dégrader plus de MO. Toutefois, plus le traitement est long, moins le volume total d'eau traitée sera important pour un même cylindre d'oxygène. Dépendamment de l'eau à traiter, il faut prévoir que le ravitaillement et/ou la disponibilité de cylindre d'oxygène ne sont pas toujours assurés. Parallèlement, le remplacement fréquent du cylindre amène des coûts d'opération supplémentaires.

Selon la région ou les besoins particuliers, l'enlèvement d'un élément chimique précis pourrait être l'argument clé favorable à l'achat ou à l'utilisation de l'équipement. Cependant, la technologie n'est pas conçue pour traiter des eaux polluées par des contaminants toxiques et des métaux lourds (plomb, arsenic, mercure, etc.). L'ajout d'une colonne de zéolite pourrait être une solution envisageable et intéressante afin d'éliminer ces polluants présents dans l'eau. Il serait également intéressant de poursuivre les recherches sur la capacité de traitement de l'équipement sans l'injection d'ozone et d'observer si les filtres larguent des bactéries. Cet ajout améliorerait la compréhension des interactions entre l'ozone, les bactéries et le CA lors d'un traitement.

D'autres recommandations quant à des essais de validation complémentaires peuvent être proposées. Des essais pourraient être entrepris pour connaître le niveau d'enlèvement de la turbidité par le préfiltre. De plus, le paramètre « turbidité » pourrait être jumelé avec des microorganismes indicateurs afin d'examiner si le traitement les élimine même si la turbidité est supérieure aux limites permises. De même, à la figure 3.4, par exemple, la concentration d'ozone résiduel diminue à chaque nouveau cycle de traitement. Il serait intéressant de vérifier si la concentration d'ozone est suffisante pour détruire tous les microorganismes même après 440 L.

## RÉFÉRENCES

- APHA, AWWA, WEF.1995. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 19<sup>e</sup> édition. Washington, DC: American Public Health Association, pages multiples.
- Aquagenex Inc. 2004. *Aquagenex : solutions en eau potable*. En ligne. <[http://www.aquagenex.com/tech\\_filt\\_fr.php](http://www.aquagenex.com/tech_filt_fr.php)>. Consulté le 28 mars 2005.
- Bao, M.L., Griffini, O., Santianni, D. Barbieri, K., Burrini, D. et Pantani, F. 1999. «Removal of bromate ion from water using granula activated carbon». *Water Research*, vol. 33, no. 13, p. 2959-2970.
- Barbeau, B., Boulos, L., Desjardins, R., Coallier, J. et Prévost, M. 1999. « Examining the use of aerobic spore-forming bacteria to assess the efficiency of chlorination». *Water Research*, vol. 33, no. 13, p. 2941-2948
- Botzenhart, K., Tarcson, G.M. et Ostruschka, M. 1993. « Inactivation of bacteria and coliphages by ozone and chlorine dioxide in a continuous flow reactor ». *Water Science and Technology*, vol. 27, no. 3-4, p. 363-370.
- Bouchard, C., Périn, G., Rahni, M., Painchaud, J., Tremblay, H., Ellis, D., Lebrun, R. et Lantagne, G. 2003. « Évaluation des impacts de la nouvelle réglementation sur la production d'eau potable au Québec ». *Vecteur Environnement*, vol. 36, no. 2, p. 70-89.
- BNQ. 2005. Bureau de normalisation du Québec. *Partenaire pour assurer la qualité de vos produits et de vos services et leur acceptation sur le marché*. En ligne : <<http://www.bnq.qc.ca/>>. Consulté le 26 mai 2005.
- Camel, C. et Bermond, A. 1998. « The use of ozone and associated oxidation processes in drinking water treatment ». *Water Research*, vol. 32, no. 11, p. 3208-3222.
- Campbell, N.A. 1995. *Biologie*. Saint-Laurent : Éditions du Renouveau Pédagogique, Inc., 1190 pages.
- Défense Nationale du Canada. 2005. *Opération : Équipe d'intervention en cas de catastrophe (DART)*. En ligne. <[http://www.forces.gc.ca/site/operations/DART/index\\_f.asp](http://www.forces.gc.ca/site/operations/DART/index_f.asp)> Consulté le 3 janvier 2006.

- CCE. 2001. Commission de coopération environnementale. *La mosaïque nord-américaine : Un rapport sur l'état de l'environnement*. Montréal : Commission de coopération environnementale, 100 p.
- CCME. Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2002. En ligne. <<http://www.ccme.ca>>. Consulté le 4 novembre 2004
- CCN. 2005. Conseil canadien des normes. *Système national des normes*. En ligne <[www.scc.ca/fr/index.shtml](http://www.scc.ca/fr/index.shtml)>. Consulté le 26 mai 2005.
- Cukic, Z.V. et Marjanovic, P.D. 2001. « Investigation of ozone-granular activated carbon efficiency in the treatment of the Danube bank filtrate ». *European Water Management*, vol. 4, no. 2, p. 33-36.
- Daifullah, A.A.M., Girgis, B.S. et Gad, H.M.H. 2004. « A study of the factors affecting the removal of humic acid by activated carbon prepared from biomass material ». *Colloids and Surfaces A*, vol. 235, p. 1-10.
- Degrémont. 2005. *Mémento technique de l'eau*. 10<sup>e</sup> édition. Degrémont-Suez : Rueil-Malmaison, 1718 p.
- Evans, H., Bauer, M., Goodman, N., Hague, J. et Tuan, T. 2003. « The role of ozone in improving drinking water quality in London and Oxford ». *Ozone science and engineering*, vol. 25, p. 409-416.
- EPA. 1996. *Environmental Protection Agency. Drinking Water Regulations and Health Advisories: Secondary Maximum Contaminant Levels*. Washington DC : Office of Water, 23 p.
- EPA. 2004. Environmental Protection Agency. *Drinking Water contaminants*. En ligne <<http://www.epa.gov/OGWDW/hfacts.html>>. Consulté le 30 avril 2004.
- Faust, S.D. et Aly, O.M. 1983. *Chemistry of water treatment*. Butterworth Publishers, Toronto, 723 p.
- Gauthier V., Barbeau B., Tremblay G., Millette R. et Bernier A-M. 2003. « Impact of raw water turbidity fluctuations on drinking water quality in a distribution system ». *Journal of Environmental Engineering and Science*. vol. 2, p. 281-291.
- Gérard, M.-C. et Barthélemy, J.-P. 2003. « An assessment methodology for determining pesticides adsorption on granulated activated carbon ». *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment*, vol. 7, no. 2, p. 79-85.

- Gillogly, T.E.T. 1999. *MIB adsorption in drinking water treatment*. Thèse de doctorat, Département de génie de l'environnement, Université d'Illinois, 244 p.
- Guzel-Sedim, Z., Bever Jr., P.I. et Grenne, A.K. 2004. « Efficacy of ozone reduce bacterial populations in the presence of food components ». *Food Microbiology*, vol. 21, p 475-479.
- Hall, R.M. et Sobsey, M.B. 1993. « Inactivation of hepatitis A virus and MS2 by ozone and ozone-hydrogen peroxide in buffered water ». *Water Science and Technology*, vol. 27, no. 3-4, p. 371-378.
- Hébert, S. et Légaré, S, 2000. *Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau*, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, envirodoq n° ENV-2001-0141, rapport n° QE-123, 24 p.
- HACH. *Water Analysis Handbook*. En ligne, <[www.hach.com](http://www.hach.com)>. Consultée le 25 avril 2005.
- HORIBA.Horiba. En ligne. <[www.jp.horiba.com/index\\_e.htm](http://www.jp.horiba.com/index_e.htm)>. Consultée le 12 septembre 2004.
- Huang, W.J. et Yeh, H.H.1999. « Reaction of chlorine with NOM adsorbed on powdered activated carbon ». *Water Research*, vol. 33, no. 1, p. 65-72.
- Jasim, S.Y. 1998. *Bromate formation during pre-coagulation ozonation in drinking water treatment*. Environmental Science and Engineering Magazine. En ligne. <<http://www.esemag.com/0798/bromate.html>>. Consulté le 30 avril 2004
- Jung, S.W., Beak, K.H. et Yu, M.J. 2004. « Treatment of taste and odor material by oxidation and adsorption ». *Water Science and Technology*, vol. 49, no. 9, p. 289-295.
- Langlais, B. Reckhow, D.A. et Brink, D.R. 1991. *Ozone in water treatment. Application and Engineering*. Chelsea, Michigan : Lewis Publishers, 569 p.
- Le Cloirec, P., Brasquet, C. et Subrenat, E. 1997. « Adsorption onto fibrous activated carbon: applications to water treatment ». *Energy and Fuels*, vol. 11, p. 331-336.
- Manahan, S.E. 1994. *Environmental chemistry*. 6<sup>e</sup> édition. London: Lewis Publishers, 811 p.

- Masschelein, W.J. et Groossens, R. dans Masschelein, W.J. 1991. *Ozone et ozonation des eaux*. 2<sup>e</sup> édition. Paris: Technique et Documentation, 385 p.
- Masschelein, W.J. 1980. *L'ozonation des eaux : manuel pratique*. Paris : Technique et Documentation, 224 p.
- MDDEP. 2005a. Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs. *Règlement sur la qualité de l'eau potable*. En ligne.  
<<http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/potable/etab-touris/guide-etabl-tourist.pdf>>.  
Consulté le 28 novembre 2005.
- MDDEP. 2005b. Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs. *Fiche d'évaluation technique : Expio*. Gouvernement du Québec, 6 p.
- MENV. 1993. Ministère de l'environnement du Québec. *État de l'environnement au Québec, 1992*. Québec : Ministère de l'environnement, 550 p.
- MENV. 1996. Ministère de l'Environnement, Ministre des Approvisionnements et Services Canada. Vision Saint-Laurent 2000. *Fiche 100, La compagnie J. Ford Ltée*. En ligne. Québec. 4 p.  
<[http://www.slv2000.qc.ca/bibliotheque/centre\\_docum/protection/100\\_f.pdf](http://www.slv2000.qc.ca/bibliotheque/centre_docum/protection/100_f.pdf)>.  
Consulté le 15 avril 2004.
- MENV. 1999a. Ministère de l'Environnement du Québec. *25 ans d'assainissement des eaux usées industrielles au Québec : un bilan*. Québec : Ministère de l'environnement, 81 p.
- MENV. 1999b. Ministère de l'Environnement du Québec. *Portrait régional de l'eau : Québec, région administrative 03*. En ligne. Québec.  
<<http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/regions/region03/index.htm>>. Consulté le 30 mars 2004.
- MENV. 2000. Ministère de l'Environnement du Québec. *Portrait régional de l'eau Capitale-Nationale Région administrative 03*. Québec. En ligne. Québec.  
<<http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/regions/region03/>> Consulté le 30 mars 2004
- MENV. 2001. Ministère de l'Environnement du Québec. *Guide de conception des installations de production d'eau potable*. En ligne.  
<<http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/potable/guide/index.htm>>. Consulté le 12 avril 2004.
- MENV. 2002. Ministère de l'Environnement du Québec. *Bilan de la qualité de l'eau potable au Québec. Janvier 1995 à juin 2002*. Gouvernement du Québec. 48 p.



- MENV. 2003. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction des écosystèmes aquatiques. 2003. *Qualité des eaux de la rivière des Outaouais - 1979-1994*. En ligne. <[http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/eco\\_aqua/outaouais/](http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/outaouais/)>. Consulté le 7 avril 2004.
- Mexique, Secretaría de Salud. 1994. Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, *Salud ambiental, agua para uso y consumo humano- Limites permisibles de calidad y tratamiento a que debe someterse el agua para su potabilizacion*. En ligne. <<http://www.salud.gob.mx/>>. Consulté le 23 septembre 2004.
- Mexique, Secretaría de Salud. 1998. Norma Oficial Mexicana NOM-180-SSA1-1998, *Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Equipos de tratamiento de tipo doméstico. Requisitos sanitarios*. En ligne. <<http://www.salud.gob.mx/>>. Consulté le 23 septembre 2004.
- Mexique, Secretaria de medio ambiente, recursos naturales y pesca, Instituto nacional de ecologia 1999. *Manual de procedimiento para el manejo adecuado de los residuo de la curtiduria*. Mexico : Secretaria de medio ambiente, recursos naturales y pesca, 63 p.
- Mexique, Comisión estatal del agua de Guanajuato. 2001. *Situación hidráulica de Guanajuato. Fortalezas y retos*. Guanajuato, Mexico: Comisión estatal del agua de Guanajuato, 77 p.
- Mondaca, M.A., Carrasco, V. et Zaror, C.A. 2000. « Effect of simultaneous ozone and activated carbon treatment on 1,2-Dihydroxybenzene genotoxic effects ». *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 64, p. 59-65.
- Morris, G. et Newcombe, G. 1993. « Granular activated carbon: The variation of surface properties with the adsorption of humic substances ». *Journal of colloid and interface science*, vol. 159, p. 413-420.
- Morris, J.K. et Knocke, W.R. 1984. « Temperature effects on the use of metal-ion coagulants for water treatment ». *Journal of American Water Works Association*, vol. 66, p. 74-79.
- Najim, I. N., Snoeyink, V. L., Suidan, M. T., Lee, C. H. et Richard, Y. 1990. « Adsorption of Powdered Activated Carbon: Effect of Particle Size and Background Organics ». *Journal of the American Water Works Association*, vol. 82, no.1, p. 65-72.

- Najim, I. N., Snoeyink, V. L., Lykins, B.W. et Adams, J.Q. 1991. « Using powdered activated carbon: A critical review ». *Journal of the American Water Works Association*, vol. 83, no.1, p. 65-76.
- Ndabigengesere, A. et Narasiah, S. 1998. « Quality of water treated by coagulation using *Moringa Oleifera* seeds » *Water Research*, vol. 32, no. 3, p. 781-791.
- Newcombe, G., Morrison, J., Hepplewhite, C. et Knappe, D.R.U. 2002. « Simultaneous adsorption of MIB and NOM onto activated carbon. II. Competitive effects ». *Carbon*, vol. 40, p. 2147-2156.
- Office de la propriété intellectuelle du Canada. 2004. Industrie Canada. En ligne. <[http://strategis.ic.gc.ca/sc\\_mrksv/cipo/patents/pt\\_main-f.html](http://strategis.ic.gc.ca/sc_mrksv/cipo/patents/pt_main-f.html)>. Consulté le 26 mai 2005.
- OMS. 2004a. Organisation mondiale de la santé. *Water Sanitation and Health*. En ligne. <[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/monitoring/jmp2004/en/](http://www.who.int/water_sanitation_health/monitoring/jmp2004/en/)> Consulté le 14 novembre 2004.
- OMS. 2004b. Organisation mondiale de la santé. *Liens entre l'eau, l'assainissement, l'hygiène et la santé: Faits et chiffres – \*mise à jour de mars 2004*. En ligne. <[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/publications/factsfigures04/fr/](http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/factsfigures04/fr/)> Consulté le 14 novembre 2004.
- OMS. 2004c. *Guidelines for Drinking Water Quality, Third edition, 2003*. Organisation Mondiale de la Santé. En ligne. <[http://www.who.int/docstore/water\\_sanitation\\_health/GDWQ/Updating/draftguidel/draftchap7.htm](http://www.who.int/docstore/water_sanitation_health/GDWQ/Updating/draftguidel/draftchap7.htm)>. Consulté le 19 avril 2004.
- ONU. 2005. Organisation des Nations Unies. *Objectifs du Millénaire pour le développement. Rapport 2005*. En ligne. <<http://www.un.org/french/millenniumgoals/fiche1.htm>> Consulté le 10 août 2005.
- Oxenford, J.L. et Lykins, B.W. 1991. « Conference summary : Practical aspects of the design and use of GAC ». *Journal of the American Water Works Association*, vol. 83, no. 1, p.58-64.
- Payment, P. et Franco, E. 1993. « *Clostridium perfringens* and somatic coliphages as indicators of the efficiency of drinking water treatment for viruses and protozoan cysts ». *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 59, no. 8, p. 2418-2424.

- Pelletier, L., 2002. *Le bassin de la rivière Saint-Maurice : profil géographique, sources de pollution, interventions d'assainissement et qualité des eaux*, 1996, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq n° ENV/2002/0290, rapport n° EA/2002-01, 23 p. et 6 annexes.
- Rangel-Mendez, J.R. et Streat, M. 2002. « Adsorption of cadmium by activated carbon cloth : influence of surface oxidation and solution pH ». *Water Research*, vol. 36, p. 1244-1252.
- Rice, R.G., Robson, C.M., Miller, G.W. et Hill, A.G. 1981. « Uses of ozone in drinking water treatment ». *Journal of the American Water Works Association*, vol. 73, no. 1, p. 44-57.
- Rice, R.G., et Netzer, A. 1982. *Handbook of ozone Technology and Application*. Ann Arbor : Ann Arbor Science Publishers, 386 p.
- Rositano, J., Newcombe, G., Nicholson, B. et Sztajn bok, P. 2001. « Ozonation of NOM and algal toxins in four treated waters ». *Water Research*, vol. 35, no. 1, p. 23-32.
- Runnalls, D. et Cosbey, A. 1992. *Trade and sustainable development: A survey of the issues and a new research agenda*. Winnipeg : International Institut for Sustainable Development, 130 p.
- Sanchez-Polo, M. et Rivera-Utrilla, J. 2003. « Effect of the ozone-carbon reaction on the catalytic activity of activated carbon during the degradation of 1,3,6-naphthalenetrisulphonic acid with ozone ». *Carbon*, vol. 41. p. 303-307.
- Sanchez-Polo, M., von Gunten, U. et Rivera-Utrilla, J. 2005. « Efficiency of activated carbon to transform ozone into ·OH radicals: Influence of operational parameters ». *Water Research*, vol. 39, p. 3189-3198.
- Santé Canada. 1999. Les protozoaires : la Giardia et le Cryptosporidium. En ligne. <[http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/eau/pdf/protozoaires\\_finalise.pdf](http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/eau/pdf/protozoaires_finalise.pdf)>. Consulté le 21 avril 2004.
- Santé Canada. 2004a. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada: La qualité microbiologique*. Bureau de la qualité de l'eau et de la santé, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Ottawa, 19 p.

- Santé Canada. 2004b. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada: Les virus entériques*. Bureau de la qualité de l'eau et de la santé, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Ottawa, 27 p.
- Santé Canada. 2004c. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Documentation à l'appui*. Département de la santé de l'environnementale et du milieu de travail. En ligne. <[http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/doc\\_sup-appui/index\\_f.html](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/doc_sup-appui/index_f.html)>. Consulté le 22 avril 2004.
- Sketchell, J., Peterson H.G. et Christofi, N. 1999. « Dissolved organic carbon removal from a Prairie water supply using ozonation and biological activated carbon ». *Water Quality Research Journal of Canada*, vol. 34, no. 4, p.615-630
- Stevenson, F.J. 1982. *Humus chemistry. Genesis, composition, reactions*. Toronto: A Wiley-Interscience Publication, John Wiley & Sons, 443 p.
- Sutherland, I., Sheng, E., Bradley, R.H. et Freakly, P.K. 1996. « Effects of Ozone Oxidation on Carbon Black Surfaces ». *Journal of Materials Science*, vol. 31, p. 5651-5655.
- Swietlik, J., Dabrowska, A., Raczyk-Stanislawiak, U. et Nawrocki, J. « Reactivity of natural organic matter fractions with chlorine dioxide and ozone ». *Water Research*, vol. 38, p.547-558.
- Takahashi, M., Nakai, T., Satoh, Y. et Katoh, Y. 1995. « Ozonolysis of humic acid and its effect on decoloration and biodegradability ». *Ozone Science and Engineering*, vol. 17, p. 511-525.
- Valdès, H., Sanchez-Polo, M., Rivera-Utrilla, J. et Zaror, C.A. 2002. « Effect of ozone treatment on surface properties of activated carbon ». *Langmuir*, vol. 18, p. 2111-2116.
- Vilaginès, R. 2000. *Eau, environnement et santé publique. Introduction à l'hydrologie*. New York: Éditions Tec & Doc, 174 p.
- Vollhardt, K.P.C. et Schore, N.E. 1995. *Traité de chimie organique*. 2<sup>e</sup> édition. Bruxelles : De Boeck-Wesmael S.A., 1156 p.
- Vosmaer, A. 1916. *Ozone : its manufacture, properties and uses*. New York: Van Nostrand, 12 p.